



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia

Andrés Felipe Rojas Aguirre

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE INGENIERÍA, DEPARTAMENTO DE CIVIL Y AGRÍCOLA
BOGOTÁ D.C, COLOMBIA
2011

Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia

Andrés Felipe Rojas Aguirre

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Ingeniería-Recursos Hidráulicos

Director:
Ph.D Luis Alejandro Camacho Botero

Línea de Investigación:
Planeamiento, política, información y gestión ambiental de recursos hídricos

Grupo de Investigación
Ingeniería de los Recursos Hídricos (GIREH)

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE INGENIERÍA, DEPARTAMENTO DE CIVIL Y AGRÍCOLA
BOGOTÁ D.C, COLOMBIA
2011

Agradecimientos

El autor expresa su agradecimiento al Profesor Luis Alejandro Camacho, por el apoyo brindado durante la elaboración del presente estudio. Así mismo, agradece al Profesor Carlos Collazos y al Ingeniero Mario Alberto Jiménez, por sus valiosas recomendaciones en el mejoramiento de la metodología propuesta.

De igual forma agradece a la Vicerrectoría Académica de la Universidad Nacional de Colombia, por la beca de Estudiantes Sobresalientes de Posgrado, que financió sus estudios de maestría, durante el período 2009-2010.

Por último expresa su gratitud a los profesores de la sección de Hidráulica y en especial a los integrantes del grupo GIREH, por su colaboración en este proyecto.

Resumen

En este trabajo se complementa y se extiende la metodología de modelación simplificada de la calidad del agua de la red hídrica nacional de Uniandes-Minamb (2002), para la priorización de la inversión en sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales en Colombia, para el periodo comprendido entre 2010-2020. Para esto, se utiliza una metodología multiobjetivo, que involucra criterios de infraestructura, administrativos y de salud pública, con el propósito de configurar una red de sistemas de tratamiento, que garantice su adecuado funcionamiento y se refleje en una significativa reducción en la vulnerabilidad de la oferta hídrica para potabilización. Los resultados muestran la necesidad de enfocar los esfuerzos en ciertos municipios de las cuencas de los ríos Chinchiná, Otún, Lebrija, La Vieja y Zulia y continuar invirtiendo en algunos municipios de las cuencas reportados en el PND 2006-2010. Adicionalmente, los análisis indican que la priorización municipal de saneamiento hídrico del país, debe estar complementada con estudios de detalle, con el objeto de tomar decisiones propicias.

Palabras clave: Saneamiento hídrico, Priorización, Calidad del agua, Modelo ADZ-QUASAR

Abstract

In this work an extension of simplified water quality modeling methodology develop by Uniandes-Minamb (2002) for the prioritization of investments in waste water is presented. A multiobjective methodology taking into account infrastructure, administrative and public health criteria is developed, aiming at the configuration of a waste water treatment system network able to minimize the vulnerability of water availability. The prioritization results show the need to focalize efforts in some municipalities of Chinchiná, Otún, Lebrija, La Vieja and Zulia river basins and to continue the development and construction of waste water systems in some municipalities previously reported (PND 2006-2010). Additionally the analysis indicate that domestic waste water investments at national level, should be prioritized carrying out detailed studies in order to take accurate decisions.

Keywords: Water sanitation, Prioritization, Water Quality, ADZ-QUASAR model

Contenido

Capítulo 1. Introducción.....	19
1.1 Justificación	22
1.2 Pregunta de investigación	24
1.3 Objetivos	24
1.3.1 General	24
1.3.2 Específicos.....	24
1.4 Resumen del documento	25
1.4.1 Resumen del contenido	25
1.4.2 Resumen de resultados	25
Capítulo 2. Revisión Bibliográfica	27
2.1 Determinantes de calidad del agua.....	28
2.1.1 DBO.....	28
2.1.2 Nitrificación.....	28
2.1.3 Organismos patógenos	30
2.1.4 Aereación y reaereación.....	31
2.1.5 Oxígeno disuelto por saturación.....	31
2.2 Métodos para la estimación de constantes de reacción.....	32
2.2.1 Tasa de remoción de DBO	32
2.2.2 Tasa de reacción de nitrificación.....	35
2.2.3 Tasa de decaimiento de coliformes totales.....	37
2.2.4 Tasa de reaereación	39
2.2.5 Afectación de las tasas de reacción por temperatura.....	40
2.3 Modelos de transporte y de calidad del agua	41
2.3.1 Modelo ADZ	43
2.3.2 Modelo de flujo a pistón y Streeter y Phelps.....	45
2.3.3 Modelo de calidad ADZ-QUASAR	47
2.4 Factores de asimilación.....	50
2.5 Determinación de parámetros hidráulicos, hidrológicos y morfológicos	51

2.5.1	Velocidad del flujo y del soluto	51
2.5.2	Profundidad media de las corrientes	52
2.5.3	Temperatura.....	53
2.5.4	Balances hídricos.....	53
2.6	Sistemas de tratamiento de agua residual municipal en Colombia.....	57
2.6.1	Situación actual de sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales en Colombia.....	57
2.6.2	Clasificación convencional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales	59
2.7	Metodología para la priorización en la inversión de los STARM en el país	61
2.8	Metodología multiobjetivo para la priorización de inversión en aguas residuales (Díaz-Granados <i>et al.</i> , 2002)	62
2.8.1	Priorización municipal	62
2.8.2	Priorización a nivel de cuenca.....	64
Capítulo 3.	Metodología propuesta.....	65
3.1	Información requerida.....	65
3.2	Modelo Digital de Elevación (DEM).....	67
3.2.1	Selección de HydroSHEDS, como Modelo Digital de Elevación (DEM) ..	67
3.3	Estimación del caudal	68
3.4	Estimación de las cargas contaminantes municipales.....	69
3.5	Estimación de parámetros hidráulicos, hidrológicos y morfológicos para Colombia	72
3.6	Metodología de modelación.....	74
3.6.1	Determinación de parámetros de calidad de agua y factores de asimilación 74	
3.6.2	Implementación del algoritmo de modelación de la calidad del agua	76
3.7	Priorización municipal y de cuenca	78
3.7.1	Criterios para la priorización municipal	78
3.7.2	Criterios para la priorización de cuenca	79
3.8	Herramientas utilizadas para el desarrollo de la metodología	80
3.9	Limitaciones y ventajas de la metodología.....	81
Capítulo 4.	Resultados y Análisis.....	85
4.1	Comparación de la metodología expuesta con datos medidos en campo	85
4.2	Concentraciones en la red hídrica nacional	88
4.2.1	Escenario 1: Escenario sin STARM.....	89
4.2.2	Escenario 2: Con infraestructura de STARM, año 2008.....	90
4.3	Resultados y análisis de la modelación de la red hídrica nacional	93

4.4	Factores de dilución y asimilación.....	95
4.4.1	Mapa de factor de dilución.....	98
4.4.2	Mapas de factores de asimilación.....	99
4.5	Carga máxima permisible	104
4.6	Planteamiento de escenarios de priorización.	106
4.6.1	Escenario 1 o de referencia: Sin sistemas de tratamiento de agua residual municipal	106
4.6.2	Escenario 2: Con infraestructura del año 2008	106
4.6.3	Escenario 3: Optimización en la operación de la infraestructura del año 2008	107
4.6.4	Escenario 4: Con infraestructura priorizada de acuerdo al PND 2006-2010.	107
4.6.5	Escenario 5: Con sistemas de tratamiento primario para todos los municipios del país.	107
4.6.6	Escenario 6: Con sistemas de tratamiento secundario para todos los municipios del país.	109
4.6.7	Escenario 7: Con sistemas de tratamiento secundario y desinfección para todos los municipios del país.	109
4.6.8	Escenario 8: Priorización por factores de dilución.....	109
4.6.9	Escenario 9: Priorización por factores de asimilación y población vulnerable.....	110
4.6.10	Escenario 10. Priorización municipal por análisis multiobjetivo.....	113
4.7	Análisis de los escenarios planteados	122
4.7.1	Análisis de los municipios priorizados de acuerdo a los escenarios 8, 9 y 10	124
4.7.2	Comparación de resultados con Uniandes-Minamb (2002)	131
4.8	Priorización por cuenca.....	135
4.8.1	Comparación de resultados con Uniandes-Minamb (2002)	143
4.9	Municipios y cuencas que se deben priorizar para el año 2020.....	145
Capítulo 5.	Conclusiones y Recomendaciones	149
5.1	Conclusiones generales	149
5.2	Conclusiones de la metodología	149
5.3	Conclusiones de los resultados	150
5.4	Recomendaciones generales	153
Anexo A.	Acondicionamiento hidrológico de hydroSHEDS	155
Anexo B.	Índice de Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI)	159
Anexo C.	Índice de Desempeño Integral de los Municipios (DIM)	163

Anexo D.	Resumen de información, para la estimación del parámetro a en función del área de la cuenca.	167
Anexo E.	Listado de municipios priorizados con base en los escenarios 8, 9 y 10	169
Anexo F.	Listado de los primeros 50 municipios priorizados de acuerdo al estudio de Uniandes-Minamb (2002).....	173
Anexo G.	Municipios priorizados para el año 2020	177
Capítulo 6.	Bibliografía.....	179

LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1. Coeficiente de desoxigenación en función de la profundidad. Tomado y modificado de Bowie <i>et al.</i> (1985).....	34
Figura 2-2. Representación física de los parámetros del modelo ADZ. Tomado de Lees <i>et al.</i> (2000).....	43
Figura 2-3. Conceptualización del modelo ADZ. Tomado y modificado de Lees <i>et al.</i> (2000).....	44
Figura 2-4. Localización de estaciones de precipitación empleadas para la estimación del campo de precipitación. Tomado de Álvarez (2007).....	55
Figura 2-5. Estaciones empleadas para comparación de caudales estimados a partir de un balance hídrico de largo plazo. Tomado de Álvarez (2007).....	56
Figura 2-6. Porcentaje de cobertura en alcantarillado por departamento (SSPD, 2009)	58
Figura 2-7. Inventario de STARM por departamento. Tomado de SSPD (2009).	59
Figura 2-8. Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en el país, de acuerdo a su tecnología. Tomado de SSPD (2009).....	60
Figura 3-1. Parámetro a vs área de la cuenca	73
Figura 3-2. Diagrama de flujo de modelación	77
Figura 4-1. Comparación perfiles longitudinales del río Bogotá para los estudios de Uniandes-Minamb (2002) y EEAB-Uniandes (2002). Tomado de Raciny (2003).	86
Figura 4-2. Comparación perfiles longitudinales del río Bogotá del estudio EAAB-Uniandes (2002) y el DEM empleado en el presente estudio.	86
Figura 4-3. Vista en planta de la cuenca del río Bogotá.	87
Figura 4-4. Concentración de CT de la red hídrica nacional, modelada a partir de FP y ADZ-QUASAR.....	91
Figura 4-5. Concentración de OD de la red hídrica nacional, modelada a partir de FP y ADZ-QUASAR.....	92
Figura 4-6. Comportamiento del término dentro del paréntesis de los factores de asimilación	97
Figura 4-7. Comportamiento del factor F_I en función del tiempo de viaje.	97
Figura 4-8. Caudales de la red hídrica nacional.....	98
Figura 4-9. Mapas de los factores F_I , para los determinantes CT. DBO y NTK	100
Figura 4-10. Factor F_I vs. Área acumulada	101
Figura 4-11. Logaritmo de los factores de asimilación hallados a partir del modelo ADZ-QUASAR en estado estable	103
Figura 4-12. Ubicación de las cabeceras municipales y Factor de asimilación CT.....	104
Figura 4-13. Población máxima permisible de CT	105

Figura 4-14. Red Hídrica propuesta para el análisis del escenario 9	110
Figura 4-15. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado al logaritmo de la población estandarizada.	114
Figura 4-16. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del NBI estandarizado.	114
Figura 4-17. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado a la cobertura de acueducto estandarizada.	114
Figura 4-18. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado a la cobertura de alcantarillado estandarizada.	114
Figura 4-19. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado de PTAP.	115
Figura 4-20. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del DIM estandarizado.	115
Figura 4-21. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del logaritmo de la población vulnerable estandarizada.	115
Figura 4-22. Valores propios y variabilidad de los componentes principales para priorización municipal	117
Figura 4-23. Mapas de concentración de CT de la red hídrica nacional, para los escenarios 3 a 6.	120
Figura 4-24. Mapas de concentración de CT de la red hídrica nacional, para los escenarios 7 a 10.	121
Figura 4-25. Porcentaje de reducción de la población afectada de acuerdo a los escenarios planteados.	123
Figura 4-26. Clasificación por cuencas de los municipios priorizados para los escenarios 8, 9 y 10.	125
Figura 4-27. Escorrentía anual de las cuencas del Río San Jorge y Bajo Magdalena, con las cabeceras municipales, que requieren de priorización de acuerdo al escenario 8	126
Figura 4-28. Primeros 50 municipios clasificados por cuencas del estudio de Uniandes-Minamb (2002)	132
Figura 4-29. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del NBI estandarizado.	137
Figura 4-30. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado de CAC estandarizada.	137
Figura 4-31. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado a la CAL estandarizada.	137
Figura 4-32. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado de % PTAP.	137
Figura 4-33. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del DIM estandarizada.	138
Figura 4-34. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del logaritmo de la PVULN.	138
Figura 4-35. Valores propios y variabilidad de los componentes principales para priorización a nivel de cuenca.	139
Figura 4-36. Clasificación de municipios priorizados por cuencas para el período 2011-2020.	147

LISTA DE TABLAS

Tabla 2-1. Factores que inciden en el comportamiento de la tasa de decaimiento de organismos patógenos	38
Tabla 2-2. Valores típicos de factores de corrección por temperatura.....	41
Tabla 2-3. Criterios seleccionados por Uniandes-Minamb (2002) para la priorización municipal.....	63
Tabla 2-4. Criterios seleccionados por Uniandes-Miamb (2002), para priorización a nivel de cuenca.....	64
Tabla 3-1. Información de mapas raster.....	66
Tabla 3-2. Características de UTM Bogotá.....	68
Tabla 3-3. Consumo medio diario C . Tomado y modificado de Uniandes-Minamb (2002)	70
Tabla 3-4. Coeficiente de retorno R . Tomado de RAS-2000.....	70
Tabla 3-5. DBO per cápita. Tomado de Uniandes-Minamb (2002)	70
Tabla 3-6. Aportes per cápita estándar, para aguas residuales domésticas. Tomado de RAS 2000.....	70
Tabla 3-7. Remociones de las diferentes tecnologías de tratamiento de agua residual.	72
Tabla 4-1. Comparación de la tasa k_d para los estudios de detalle y los de la metodología propuesta, para los ríos Bogotá y Cauca.	88
Tabla 4-2. Resumen de concentración de CT para los escenarios planteados.	93
Tabla 4-3. Intervalos de la ecuación (4.6).....	96
Tabla 4-4. Municipios priorizados de acuerdo al PND 2006-2010.....	108
Tabla 4-5. Matriz de correlación de las variables de priorización municipal	116
Tabla 4-6. Vectores propios de los componentes principales para la priorización municipal	117
Tabla 4-7. Matriz de correlaciones entre los componentes principales seleccionados y las variables originales.....	118
Tabla 4-8. Coeficientes y pesos relativos para priorización municipal.....	119
Tabla 4-9. Lista de municipios para los casos 1, 2 y 3.....	128
Tabla 4-10. Combinaciones de pesos relativos correspondientes a las variables de los municipios.....	129
Tabla 4-11. Listado de los primeros 15 municipios de acuerdo a las combinaciones propuestas.....	130
Tabla 4-12. Pesos según cuerpo receptor. Tomado de Díaz-Granados <i>et al.</i> (2002).....	131

Tabla 4-13. Cantidad de municipios que coinciden en la priorización establecida por el PND 2006-2010 respecto a los criterios de Uniandes-Minamb (2002)	135
Tabla 4-14. Listado de cuencas seleccionadas para priorización.....	136
Tabla 4-15. Matriz de correlación de las variables de priorización a nivel de cuenca	138
Tabla 4-16. Vectores propios de los componentes principales para priorización a nivel de cuenca.....	139
Tabla 4-17. Matriz de correlaciones entre los componentes principales seleccionados y las variables originales	140
Tabla 4-18. Coeficientes y pesos relativos para priorización a nivel de cuenca.	140
Tabla 4-19. Combinaciones propuestas para análisis de sensibilidad de cuencas	141
Tabla 4-20. Listado de las primeras 10 cuencas de acuerdo a las combinaciones propuestas	142
Tabla 4-21. Resultados de la priorización de cuencas para el estudio de Uniandes-Minamb (2002)	144

Listado de abreviaturas

Abreviatura	Término
<i>ADE</i>	Advection Diffusion Equation
<i>ADZ</i>	Aggregated Dead Zone
<i>APHA</i>	American Public Health Association
<i>CAC</i>	Cobertura de acueducto
<i>CAF</i>	Corporación Andina de Fomento
<i>CAL</i>	Cobertura de alcantarillado
<i>Cenicafé</i>	Centro nacional de investigaciones del café
<i>CF</i>	Coliformes Fecales
<i>CIAT</i>	International Centre for Tropical Agriculture
<i>CONPES</i>	Consejo Nacional de Política Económica y Social
<i>CT</i>	Coliformes Totales
<i>CVC</i>	Corporación del Valle del Cauca
<i>DANE</i>	Departamento Administrativo Nacional de Estadística
<i>DBO</i>	Demanda Bioquímica de Oxígeno
<i>DEM</i>	Modelo Digital de Elevación
<i>DF</i>	Fracción Dispersiva
<i>DNP</i>	Departamento Nacional de Planeación
<i>DQO</i>	Demanda Química de Oxígeno
<i>EEAB</i>	Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá
<i>EPA</i>	Agencia de protección Ambiental
<i>EPM</i>	Empresas Públicas de Medellín
<i>GEWEX</i>	Global Energy and Water Cycle Experiment
<i>GLWD</i>	Global Lakes and Wetlands Database
<i>HydroSHEDS</i>	Hydrological data and maps on Shuttle Elevation Derivatives at multiple Scales
<i>IDEAM</i>	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
<i>ISCCP</i>	International Satellite Cloud Climatology Project
<i>JPL</i>	Nasa's Jet Propulsion Laboratory

<i>KDE</i>	Kriging con Deriva Externa
<i>LONG</i>	Longitud ponderada
<i>MAVDT</i>	Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial
<i>NBI</i>	Necesidades Básicas Insatisfechas
<i>NDBO</i>	DBO Nitrogenáceo
<i>NGA</i>	National Geospatial Intelligence Agency
<i>NUMU</i>	Número de municipios
<i>OD</i>	Oxígeno Disuelto
<i>OMS</i>	Organización Mundial de la Salud
<i>ACP</i>	Análisis de Componentes Principales
<i>PERSIANN</i>	Precipitation estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks
<i>PND</i>	Plan Nacional de Desarrollo
<i>POB</i>	Población
<i>POBR</i>	Población Regional
<i>PTAP</i>	Planta de tratamiento de agua potable
<i>PTAR</i>	Planta de tratamiento de agua residual
<i>QUASAR</i>	Quality Simulation Along River Systems
<i>RAP</i>	Reactor anerobio a Pistón
<i>RAS</i>	Reglamento técnico del sector de Agua potable y Saneamiento básico
<i>SIG</i>	Sistema de Información Geográfica
<i>STARM</i>	Sistema(s) de tratamiento de agua residual municipal
<i>SSPD</i>	Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios
<i>STRM</i>	Shuttle Radar Topography Mission
<i>STT</i>	Sólidos Suspendidos Totales
<i>SUI</i>	Sistema único de información
<i>NTK</i>	Nitrógeno Total Kjeldahl
<i>TR</i>	Tiempo de residencia
<i>TRMM</i>	Tropical Rainfall Measurement Mission
<i>TS</i>	Transient Storage model
<i>UASB</i>	Upflow anaerobic sludge blanket digestion
<i>UNAL</i>	Universidad Nacional de Colombia
<i>Uniandes</i>	Universidad de los Andes
<i>UTM</i>	Universal Transversa de Mercator
<i>WGS</i>	World Geodetic System

Capítulo 1. Introducción

La degradación ambiental, generada por los vertimientos de aguas residuales municipales e industriales y de los sectores agrícolas y pecuarios en cuerpos de agua, ha generado una progresiva reducción de la oferta hídrica en Colombia (IDEAM, 2000). Tan solo un 27.5% de los vertimientos urbanos, cuentan con algún tipo de tratamiento (DNP, 2010), conllevando un grado de vulnerabilidad en el desabastecimiento de agua potable y/o en el surgimiento de enfermedades de origen hídrico, para las poblaciones de los municipios que se encuentran ubicados aguas abajo de los vertimientos.

No hay una clara concepción de los diferentes actores de las cuencas, acerca de la función de los cuerpos de agua como sumideros (*i.e.* receptores de vertimientos) y al mismo tiempo como abastecedores del líquido. Por el contrario, existe una visión individual de los diferentes actores, en la que se desconoce el concepto de visión integral de cuenca.

Un cambio de enfoque en el cual se incluya una visión holística de cuenca, permite llegar a soluciones más acertadas, que repercutirán en el saneamiento hídrico de las corrientes. Es necesario encaminar los análisis en esta dirección, para optimizar adecuadamente los usos de los cuerpos abastecedores y evitar soluciones poco eficientes. La elaboración de estos análisis permitirá contemplar, de forma global, la problemática existente y determinar los puntos de interés que requieren un estudio puntual y de mayor detalle. Este estudio en particular, está enfocado en este sentido, buscando analizar la problemática de vertimientos municipales a nivel nacional, determinando los puntos críticos que posiblemente requieran de una intervención prioritaria.

Así mismo, estos análisis constituyen un apoyo para la toma de decisiones, de forma global, no obstante es necesario corroborar y reforzar los resultados mediante análisis puntuales. Con base en los argumentos expuestos, se propone una metodología y su posterior aplicación, para la determinación de puntos críticos, en los que se presenten conflictos uso-calidad del agua para potabilización. Así mismo, se hace una evaluación de los impactos que generan estos vertimientos en las fuentes receptoras. Estas evaluaciones permitirán ser una base para la toma de decisiones adecuadas, con el objetivo de prevenir o mitigar la carencia de agua o el suministro de ésta con bajos estándares de calidad.

Un ejercicio de priorización considerando únicamente un enfoque técnico-ambiental, constituye un componente objetivo que apoya la toma de decisiones permitiendo reconocer las corrientes o cuencas críticas. No obstante, no existe garantía que su implementación tenga éxito y conlleve a una mejoría en la calidad de vida de las poblaciones afectadas por los vertimientos. Es necesario avalar la implementación de estos sistemas en dichas localidades, sin que repercutan negativamente en otros aspectos de la población (*e.g.* aspectos sociales, económicos y de bienestar). No es coherente implementar un sistema de tratamiento de aguas residuales, en municipios que carecen de sistemas de acueducto y/o alcantarillado. Así mismo, es necesario certificar que la población cuente con los recursos financieros y administrativos necesarios para satisfacer la operación de estos sistemas. Por las razones expuestas, es perentorio efectuar estudios objetivos que involucren no solamente aspectos técnicos, sino que abarquen otros criterios de tipo social, económico y político, para garantizar a futuro el buen funcionamiento y la sostenibilidad de estos sistemas.

De igual forma, es necesario considerar la carencia de recursos con los que conviven los países en vía de desarrollo, requiriéndose una adecuada planeación de las inversiones y la priorización del uso de los recursos disponibles con que cuenta el país para este propósito.

Es preciso por tanto, proponer metodologías objetivas que ayuden a la toma de decisiones adecuadas y efectivas para que las inversiones en saneamiento hídrico se traduzcan en el mejoramiento de la calidad de vida de las poblaciones aguas abajo de los vertimientos. Estas metodologías deben involucrar la vulnerabilidad de las fuentes hídricas, la capacidad de pago del municipio, la capacidad financiera de pago de la población, la capacidad financiera de las empresas para la prestación de los servicios públicos y el incremento de coberturas de estos servicios (DNP, 2002).

Alrededor de la última década, las entidades gubernamentales encargadas de esta tarea, han tomado un interés particular, enfocando su atención en este propósito. Es bien conocido el estudio realizado por el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad de los Andes, en convenio con el Ministerio de Medio Ambiente¹, denominado: “Aplicación de un modelo numérico para la priorización de la gestión de Aguas Residuales Domésticas en Colombia” (Uniandes-Minamb, 2002). En éste, se pretendía establecer las prioridades de inversión en sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales (STARM), para un período de 10 años. Se resalta la selección de un determinado número de municipios y/o

¹ Actualmente Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial MAVDT

cuencas, que requerían de forma prioritaria la construcción u optimización de estos sistemas (Barrera *et al.*, 2002).

Para llevar a buen término el estudio de Uniandes-Minamb (2002), se evaluó la vulnerabilidad de las fuentes hídricas, proponiendo que las decisiones se fundamentaran de acuerdo con los impactos ambientales y con los problemas de salud pública generados por la contaminación. Para esto se modelaron en la red hídrica nacional, los determinantes de calidad de agua concernientes a: Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y coliformes totales (CT). Se hizo especial énfasis en este último, por su relación directa con la salud pública (Barrera *et al.*, 2002b). Para la determinación de las concentraciones de los determinantes mencionados, se utilizó el método tradicional de Streeter & Phelps para el OD, mientras que para los determinantes restantes se aplicó un modelo de decaimiento de primer orden.

Como resultado relevante del estudio de Uniandes-Minamb (2002), se construyeron mapas de CT y de OD para todo el país, con los que se pudo concluir la no existencia de problemas críticos de OD, exceptuando contados casos, cuya solución es posible a partir de la implementación de sistemas de tratamiento secundario. Por el contrario, se evidenció un problema bastante complejo en cuanto a concentración de CT y por tanto un conflicto en el uso-calidad del agua en algunos tramos de acuerdo en la normatividad vigente, correspondiente al Decreto 1594 de 1984 (Barrera *et al.*, 2002). Los tramos críticos de las corrientes se presentan de acuerdo al límite establecido en el Decreto, donde la concentración de CT debe ser inferior a 20000 NMP/100ml, para potabilización (Barrera *et al.*, 2002b).

Cabe resaltar el estudio de Uniandes-Minamb (2002), debido a que realiza una priorización adecuada considerando diversos aspectos, en los que se incluyen además de los factores técnico-ambientales, los de salud pública, de infraestructura de los servicios públicos y de demanda financiera. Para esto se propuso una metodología, en la que se recurrió a un análisis multiobjetivo a través del método de promedios ponderados, utilizando para ello los factores mencionados. Como las variables pueden estar correlacionadas, se realizaron análisis estadísticos multivariados y por último se efectuó un análisis de sensibilidad, variando el factor de ponderación de cada una de las variables utilizadas (Díaz-Granados *et al.*, 2002).

El estudio de Uniandes-Minamb (2002) fue complementado y extendido por Raciny (2003). En este se realizó una calibración y análisis de sensibilidad de los diferentes parámetros que involucran la modelación de DBO y CT de la red hídrica nacional, a partir de las campañas realizadas en el río Bogotá, en el marco del proyecto denominado “Modelación de la calidad del agua del río Bogotá” (EAAB-Uniandes, 2002). Se calibraron parámetros

globales de decaimiento concernientes a los modelos de calidad ADZ-QUASAR (Lees *et al.*, 1998) para estado estable, decaimiento de primer orden y Streeter & Phelps en el caso de OD. Esta calibración global, está basada en que el río Bogotá cuenta con diversos pisos térmicos, desde su nacimiento hasta su desembocadura, y por ende resulta coherente utilizar los parámetros calibrados, para la simulación de la red hídrica nacional.

Ninguno de los estudios de modelación de la calidad del agua llevado a cabo en el país, ha involucrado en su totalidad las principales fuentes de alteración del recurso hídrico, como son los vertimientos domésticos, industriales, de producción agrícola y ganadera, aguas lluvias, obras de infraestructura, aguas de lavado por procesos de extracción minera, lixiviados de los rellenos sanitarios, entre otros (IDEAM, 2001). Un estudio de calidad del agua, que incorpore todas las fuentes de contaminación mencionadas, reduciría la incertidumbre en relación al estado de las corrientes. Sin embargo, la implementación de esta metodología exigiría un gran esfuerzo en la búsqueda y revisión de la información, que requeriría un uso y gasto considerable en recursos humanos y económicos. Así mismo, requeriría de una mejor tecnología a la usada para el presente estudio, debido a que se necesitaría de una mayor capacidad en el manejo y procesamiento de la información.

Teniendo en cuenta las limitaciones mencionadas, se restringen las fuentes contaminantes, y se seleccionan las más significativas en un entorno municipal. Por ende, este estudio pretende realizar la extensión y complementación del modelo propuesto por Barrera *et al.* (2002b), involucrando diferentes modelos de calidad del agua e implementando resultados de investigaciones recientes.

1.1 Justificación

Evidentemente el estudio de Uniandes-Minamb (2002) representa un avance positivo en el tema de saneamiento básico, en el que la priorización de las inversiones en infraestructura de saneamiento, reduce la vulnerabilidad de la oferta hídrica para el abastecimiento de los municipios. Así mismo, se reduce el riesgo de implementar sistemas que no son de interés prioritario para el país y que probablemente se puedan convertir en los llamados “elefantes blancos”. Por estas razones, resulta interesante profundizar en la elaboración de metodologías similares o perfeccionamiento de las mismas, con el fin de obtener resultados con la mayor precisión posible.

Esta investigación en particular, representa una complementación y extensión al estudio realizado por Uniandes-Minamb (2002), en el que se contribuye a la metodología original, involucrando investigaciones recientes, relacionados con la estimación de los parámetros de

calidad del agua, de relaciones geomorfológicas e hidroclimatológicas, así como de nuevos productos cartográficos mejorados y los cambios de condiciones que ha tenido la infraestructura de STARM en la última década. Así mismo, es relevante introducir nuevos modelos de calidad de agua, que involucren otros procesos de transporte además de los considerados en el estudio precedente.

De la misma forma, se aborda el tema desde otra perspectiva diferente a la planteada por Uniandes-Minamb (2002), donde se involucran otros conceptos, diferentes a los propuestos en ese entonces. Para este caso, se recurre al concepto de factor de asimilación, que se refiere a la capacidad de la corriente en asimilar un evento de contaminación. De acuerdo con Chapra (1997), este concepto está relacionado con los efectos físicos, químicos y biológicos que actúan sobre la sustancia contaminante en la corriente receptora. La implementación de estos factores, permite evaluar de forma directa la vulnerabilidad de las corrientes con respecto a las cargas actuales y futuras de los diferentes municipios del país.

De igual forma, es necesario realizar la actualización de Uniandes-Minamb (2002), debido a los cambios demográficos y socioeconómicos que ha tenido la población colombiana, durante el lapso 2002-2010, que podrían repercutir en un resultado diferente en la priorización municipal de los STARM.

La inclusión de estos cambios permite la reducción en la incertidumbre de los resultados y por ende obtener una priorización más adecuada, que se reflejará en una reducción de las cargas contaminantes en los puntos más críticos.

1.2 Pregunta de investigación

Con base en un análisis multiobjetivo de factores sociales, económicos y técnicos ¿En qué municipios del territorio nacional, se debería priorizar la inversión en sistemas de saneamiento de agua residual doméstica?

1.3 Objetivos

Para llevar a buen término el presente estudio y para que el lector esté enterado de los alcances de esta investigación, se resumen a continuación los objetivos de la investigación.

1.3.1 General

El objetivo central de esta investigación, es la extensión y complementación del modelo computacional de impacto de aguas residuales municipales en la red hídrica nacional, involucrando la técnica de factores de asimilación, con el fin de identificar los puntos o zonas críticos del país, que generan conflictos uso-calidad del agua para potabilización y que requieren de inversión prioritaria en sistemas de tratamiento de agua residual municipal.

1.3.2 Específicos

Los objetivos específicos de la investigación son entonces,

- Extensión y complementación del algoritmo implementado para el modelo computacional de aguas residuales municipales (Barrera *et al.*, 2002b).
- Identificación de la vulnerabilidad a la contaminación de las corrientes colombianas, a partir de mapas de factores de asimilación, para diferentes determinantes de calidad del agua.
- Elaboración de mapas de cargas máximas permisibles, de acuerdo al requerimiento de usos de agua para potabilización, reportado en el Decreto 1594 de 1984.
- Elaboración de un listado de municipios que requieren priorización, resultado de un análisis multiobjetivo de factores sociales, económicos y ambientales.
- Comparación de los resultados de Uniandes-Minamb (2002), con los proyectados para el presente estudio.

1.4 Resumen del documento

1.4.1 Resumen del contenido

El lector podrá encontrar en este documento un contenido que lo conducirá desde las bases teóricas necesarias para la comprensión adecuada del presente estudio, pasando por la metodología propuesta y los resultados con sus análisis respectivos. Por esta razón, esta memoria consta de 5 capítulos cuyos contenidos se resumen a continuación.

En el capítulo 2 se presenta una revisión bibliográfica, con el propósito que el lector se familiarice con los conceptos y elementos metodológicos que se aplicarán, para el desarrollo adecuado del presente estudio. En lo que respecta al capítulo 3, se presenta la metodología propuesta, para cumplir a cabalidad los objetivos planteados. En el capítulo 4, se encuentra el análisis de los resultados concernientes a la aplicación de la metodología descrita en el capítulo 3. En lo relacionado al capítulo 5 se expondrán las conclusiones y recomendaciones que resultan del análisis detallado y la metodología propuesta. Finalmente se encuentran los Anexos que hacen referencia a revisión de conceptos de interés, enumeración y/o descripción de información necesaria para la elaboración del estudio y la reproducción de los resultados aquí obtenidos.

1.4.2 Resumen de resultados

El empleo de investigaciones recientes, insumos y productos adecuados (*e.g.* modelos de calidad de agua que involucren procesos que acontecen en los ríos, DEM corregidos y metodologías propuestas para la estimación de parámetros) permiten contar con información más precisa que puede conllevar a un mayor grado de certeza en la priorización municipal y a nivel de cuenca. No obstante, surgen limitaciones que son resultado de la escala empleada, implicando la necesidad de complementar los resultados con estudios de mayor detalle para así garantizar una inversión útil, con resultados relevantes en la mitigación de la contaminación hídrica del país. Esto indica que la utilidad de estos estudios está enfocada hacia la localización de puntos y zonas que posiblemente requieran de una inversión en STARM.

En lo que concierne a los resultados obtenidos, se encontró que los coliformes totales (CT) continúan siendo el determinante más crítico que genera el mayor conflicto en el uso del recurso para potabilización, a pesar del mejoramiento en la metodología propuesta. Por tanto la priorización se enfocó en este determinante.

Por otra parte se evaluó la vulnerabilidad de las corrientes a la contaminación, a partir del concepto de factor de asimilación, en el que se evidencia una relación con un factor F_I , que

depende de las características físico-químicas y biológicas que acontecen en las corrientes, y de la magnitud del caudal Q . Los resultados muestran que F_I es predominante en los ríos de montaña, mientras que Q lo es para los ríos de planicie.

En lo que se refiere a los factores de asimilación de la red hídrica nacional, se encontró que una buena proporción de las regiones Caribe y Andina, cuentan con una baja disponibilidad hídrica, que conlleva a bajos niveles de asimilación en algunas de las corrientes enmarcadas dentro de estas zonas. Adicionalmente se presenta un asentamiento poblacional considerable, que compromete la disponibilidad hídrica en esta región.

En lo que respecta a los resultados de la priorización municipal, se encontró que la cuenca del río Bogotá presenta el mayor número de municipios que requieren de priorización inmediata. También se encontraron algunos municipios enmarcados dentro de la cuenca del río Porce (referentes a la subcuenca del Río Medellín). Los resultados concuerdan con la priorización a nivel de cuenca, en la que Bogotá ocupa la primera posición, seguido de la cuenca del Río Cauca y posteriormente la del Río Porce. Se observa que estas cuencas coinciden con el PND 2006-2010, sin embargo difieren en que no todos los municipios enmarcados dentro de estas cuencas requieren de priorización de la inversión en STARM.

Por último, se evidencia la necesidad de seguir invirtiendo en STARM, debido a que la infraestructura actual en conjunto con la propuesta por el PND 2006-2010, no cuentan con la capacidad adecuada para enfrentar las cargas futuras. Este estudio reporta los municipios y cuencas que deberían ser considerados para priorización, hallando que algunos municipios de las cuencas reportadas por el PND 2006-2010 no requieren de priorización. Así mismo, se encontró que es necesario enfocar los esfuerzos en algunos municipios de las cuencas de los ríos Chinchiná, Otún, Lebrija, La Vieja y Zulia, así como municipios aislados, no enmarcados dentro de estas cuencas *e.g.* Fusagasugá, Popayán, Sincelejo.

Capítulo 2. Revisión Bibliográfica

En el presente capítulo, se realiza una revisión del estado del arte de los diferentes elementos que permitirán identificar la vulnerabilidad a la contaminación de la red hídrica nacional, a partir de los mapas de asimilación. Así mismo, se describen las metodologías implementadas para la priorización de puntos o zonas críticas que generan conflicto uso-calidad. Por tanto, es necesario describir de forma general el marco conceptual y los elementos empleados para la correcta elaboración del presente estudio.

Con el objeto de seguir un orden coherente y conducir al lector de forma adecuada, se abordará inicialmente la revisión bibliográfica concerniente a los determinantes de calidad del agua utilizados en esta investigación. Como primera medida, se presenta una descripción general y concisa de los determinantes referentes a coliformes totales (CT), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y Oxígeno Disuelto (OD). Posteriormente, se revisan algunas metodologías recientes, que permiten estimar las tasas de decaimiento de los determinantes mencionados de acuerdo a características hidráulicas y/o geomorfológicas de las corrientes.

Posteriormente, se incluye una revisión de los modelos de transporte de solutos, como el de Zona Muerta Agregada (ADZ; Beer y Young, 1983), y a los modelos de calidad referentes al ADZ-QUASAR (Lees *et al.*, 1998), Streeter y Phelps y flujo a pistón con reacción. De igual forma se describen las ecuaciones de los factores de asimilación para los diferentes determinantes y las metodologías existentes para la determinación de los parámetros de los modelos mencionados.

De igual manera, se realiza un breve resumen de la elaboración de los mapas de precipitación y evapotranspiración media anual (Álvarez, 2007), utilizados en el desarrollo del presente estudio. Adicionalmente se hace una breve descripción de los sistemas de tratamiento de aguas residuales del país.

Finalmente se describe la metodología multiobjetivo, propuesta por Díaz-Granados *et al.* (2002), empleada para la priorización municipal y a nivel de cuenca para el presente estudio.

2.1 Determinantes de calidad del agua

2.1.1 DBO

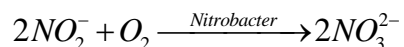
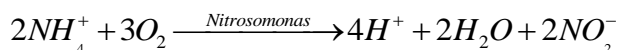
La dificultad surgida en la determinación de la estequiometría de las diferentes reacciones, resultado de la descomposición de la materia orgánica, condujo a investigadores a establecer aproximaciones empíricas, con el objeto de estimar el consumo de oxígeno que se lleva a cabo en este proceso (Chapra, 1997). Esta aproximación denominada Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), determina la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos en la descomposición de la materia orgánica.

Una vez resumido el antecedente que condujo a la creación de este indicador, es necesario precisar la definición de este determinante. De acuerdo con Bowie *et al.* (1985), la DBO se define como el consumo de oxígeno disuelto por los microorganismos acuáticos, para la metabolización de la materia orgánica, la óxido-reducción del nitrógeno y de ciertos minerales.

Las altas concentraciones de DBO en los ríos, se deben principalmente a las actividades antrópicas, como las descargas de aguas residuales domésticas y en menor medida a las características propias de la biota acuática, algas particularmente. En cuanto a los procesos que propician la remoción de la DBO, se destacan la sedimentación de la materia orgánica particulada, la degradación de la materia por parte de los microorganismos y la absorción de la flora béntica (Bowie *et al.*, 1985; Cox, 2003).

2.1.2 Nitrificación

De acuerdo al ciclo natural del nitrógeno en corrientes naturales, el ión amoníaco (NH_4^+) puede descomponerse en nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), mediante el proceso de nitrificación. Este proceso ocurre en dos etapas: la primera (Nitrosación), el amoníaco se oxida bajo condiciones aeróbicas a nitrito debido a las bacterias *Nitrosomonas*; mientras que en la segunda (Nitratación), el nitrito se convierte a nitrato producto de la acción de las bacterias *Nitrobacter* (Chapra, 1997).



Este proceso requiere una cantidad de oxígeno considerable, que afecta notablemente los niveles de este determinante en la corriente de interés. La primera etapa requiere 3.43

gO/gN (*i.e.* 3.43 gramos de oxígeno para oxidar una unidad de masa de nitrógeno), mientras que en la segunda 1.14 gO/gN; para un total de 4.57 gO/gN para la totalidad del proceso.

Existen dos aproximaciones para establecer los niveles de OD en una corriente por causa del proceso de nitrificación. La primera, basada en la modelación de los procesos característicos que involucra este proceso, cuyas ecuaciones incluyen el nitrógeno orgánico, el nitrógeno amoniacal, nitrito y nitrato, como se expone a continuación,

$$\begin{aligned}\frac{dN_o}{dt} &= -k_{oa}N_o \\ \frac{d[NH_4^+]}{dt} &= k_{oa}N_o - k_{ai}[NH_4^+] \\ \frac{d[NO_2^-]}{dt} &= k_{ai}[NH_4^+] - k_{in}[NO_2^-] \\ \frac{d[NO_3^-]}{dt} &= k_{in}[NO_2^-]\end{aligned}$$

Donde k_{oa} es la tasa de reacción del proceso de conversión del nitrógeno orgánico N_o a nitrógeno amoniacal (NH_4^+); k_{ai} es la tasa de reacción de la conversión de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-); y k_{in} es la tasa de reacción de la conversión de nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-).

La segunda aproximación es simplificada y está basada en una tasa de oxidación total de nitrógeno orgánico y amoniacal (simultánea), denominada Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK). Este método utiliza la DBO nitrogenácea (NDBO), con un valor de oxidación de 4.57 gO/gN (*i.e.* la oxidación consumirá 4.57g de oxígeno por 1 g NTK). Por lo tanto la NDBO se puede estimar como (Cox, 2003; Chapra, 1997):

$$L_N = 4.57N \quad (2.1)$$

Donde L_N es la concentración de NDBO; y N es la concentración de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), *i.e.* nitrógeno orgánico más nitrógeno amoniacal.

Entre los factores que afectan la nitrificación, se pueden enumerar el pH, la temperatura, el nivel de OD, el tratamiento previo, las concentraciones de Nitrobacter y Nitrosomonas, los parámetros hidráulicos de la corriente y la concentración de sólidos suspendidos totales (STT) Bowie *et al.* (1985).

2.1.3 Organismos patógenos

Utilizar como medio de transporte y de eliminación de los residuos orgánicos y de las heces las corrientes de agua natural, propicia la propagación de microorganismos que ponen en riesgo la salud pública de las poblaciones localizadas aguas abajo de los vertimientos. Por ende, se debe prestar total atención en lo que respecta a la determinación de organismos patógenos en las corrientes.

La caracterización individual de estos organismos resulta complicada y costosa por lo cual surge la necesidad de estimarlos a partir de organismos indicadores.

En el presente documento se considera un organismo índice, referente al grupo de los coliformes. Su selección se basa en el alto impacto que generan en la salud humana y en la ruta de infección fecal-oral.

- **Coliformes Totales (CT)**

Son organismos anaerobios, gram negativas, *i.e.* no se tiñen de violeta por tinción de Gram, que forman bacilos sin esporas, con capacidad para fermentar la lactosa con producción de ácido y gas, más o menos rápidamente, en un periodo de 48 horas y con una temperatura de incubación de 35°C (Chapra, 1997). La capacidad de generar gas es el componente que permite diferenciar el grupo fecal.

Se encuentran presentes en los intestinos y en las heces de los animales de sangre caliente, pero también ampliamente en los suelos, semillas y vegetales. Su presencia no implica la existencia de patógenos en el agua, más sí la probabilidad de hallarlos en el momento de realizar el muestreo (Issac *et al.*, 1994).

El grupo de CT está compuesto por cuatro géneros de familia enterobactereacia: *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Enterobacter*. Aunque se consideran uno de los índices más representativos de las fuentes de contaminación fecal, su uso como indicador presenta limitaciones por la presencia de coliformes no fecales.

- **Coliformes fecales (CF):** Es un subgrupo de los CT, y proviene únicamente de los intestinos de los organismos de sangre caliente, por lo que brinda una mayor aproximación al estudio de la contaminación fecal en el agua.
- **Escherichia Coli:** Es un coliforme muy frecuente en las heces de los organismos de sangre caliente en concentraciones de 10⁹, y es esencial para el funcionamiento digestivo de estos organismos. Se considera uno de los indicadores más específicos de contaminación reciente.

2.1.4 Aereación y reaereación

El proceso de reaereación es el intercambio de oxígeno entre la atmósfera y el cuerpo de agua, cuando los niveles de OD se encuentran por debajo del nivel de saturación. Se puede presentar sobresaturación por procesos de fotosíntesis, conllevando al intercambio de OD en sentido contrario (Bowie *et al.*, 1985).

Su modelación se realiza como el producto entre la deficiencia de OD y el coeficiente de transferencia de masa (Bowie *et al.*, 1985), es decir,

$$F_c = k_L (o_s - o) \quad (2.2)$$

Donde F_c es el flujo de masa que pasa a través de una superficie de agua; k_L es el coeficiente de transferencia de masa; o_s el oxígeno de saturación y o es la concentración de OD en el punto de interés. Para ríos y corrientes se asume mezcla completa en la vertical y por ende el flujo de profundidad promedio se expresa como,

$$F'_c = \frac{k_L}{H} (o_s - o) \quad (2.3)$$

La razón del coeficiente de transferencia y la profundidad, se denomina coeficiente o tasa de reaereación (k_a).

2.1.5 Oxígeno disuelto por saturación

Para propósitos de modelación de la calidad del agua, el oxígeno disuelto por saturación depende esencialmente de tres componentes: la temperatura, la salinidad y la presión atmosférica. De acuerdo con la formulación de la APHA (1992) y de Zison *et al.* (1978) (citados por Chapra, 1997), su magnitud se puede estimar mediante las siguientes expresiones,

$$\ln o_{sf} = -139.34411 + \frac{1.575701 \times 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \times 10^7}{T_a^2} + \frac{1.243800 \times 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \times 10^{11}}{T_a^4} \quad (2.4)$$

efecto de la temperatura

$$\ln o_{ss} = \ln o_{sf} - S \left(1.7674 \times 10^{-2} - \frac{1.0754 \times 10^1}{T_a} + \frac{2.1407 \times 10^3}{T_a^2} \right) \quad (2.5)$$

efecto de la salinidad

$$o_{sp} = o_{sl} (1 - 0.1148 \cdot z) \quad (2.6)$$

efecto de la presión (expresado en términos de elevación)

Donde o_{sf} , o_{ss} son las concentraciones de saturación de oxígeno disuelto a 1 atm para agua dulce y agua salada, respectivamente (mgL^{-1}); T_a es la temperatura absoluta ($^{\circ}\text{K}$); O_{sl} es la concentración de saturación de oxígeno disuelto a 1 atm (mgL^{-1}) y z es la elevación sobre el nivel del mar en kilómetros.

2.2 Métodos para la estimación de constantes de reacción

El propósito de este numeral es describir las metodologías utilizadas para la estimación de las constantes de reacción de los determinantes de calidad de agua empleados en esta investigación. Algunas de las metodologías expuestas, son resultado de diversas investigaciones que se han llevado a cabo en ríos de montaña, como resultado de tesis de maestría en las Universidades Nacional y de los Andes (Bogotá).

2.2.1 Tasa de remoción de DBO

La tasa de remoción de la DBO medida en laboratorio, no puede ser aplicada directamente a los ríos. Esto se debe principalmente a que las condiciones con las que se estima esta tasa en laboratorio, difieren de los procesos que ocurren en las corrientes. No obstante, se ha estudiado que esta tasa de remoción total, comprende la tasa hallada en laboratorio más una variable que incluye ciertos procesos debidos a la sedimentación, floculación y volatización que ocurren en los depósitos béticos (Thomas, 1948; citado por Cañón, 2005; Chapra, 1997).

De acuerdo al párrafo anterior, se puede concluir que la tasa de remoción total en corrientes se rige bajo la siguiente ecuación,

$$k_r = k_d + k_s \quad (2.7)$$

Donde k_d corresponde al coeficiente de desoxigenación de la DBO o constante de la botella estimada en el laboratorio; k_s es la tasa por sedimentación; y k_r es la tasa de descomposición total de la DBO en la corriente.

- **Métodos de estimación de la tasa de remoción de la DBO**

- **Método de Bosko**

Para la estimación de la tasa de remoción de la DBO, se propuso la siguiente expresión (Bosko, 1966; citado por Cañón, 2005):

$$k_d = k_l + n \left(\frac{u}{H} \right) \quad (2.8)$$

Donde k_d es la tasa de desoxigenación debida al ejercicio de la DBO en la corriente receptora, en base e (d^{-1}); k_l es la tasa de desoxigenación debida al ejercicio de la DBO en la corriente receptora y determinada en el laboratorio (d^{-1}); u es la velocidad de la corriente (m/s); H es la profundidad de la corriente (m); y n es el coeficiente de actividad del lecho de la corriente.

El segundo término de la ecuación (2.8), muestra la importancia de los microorganismos que utilizan la DBO, debido a que se considera la actividad del lecho de la corriente.

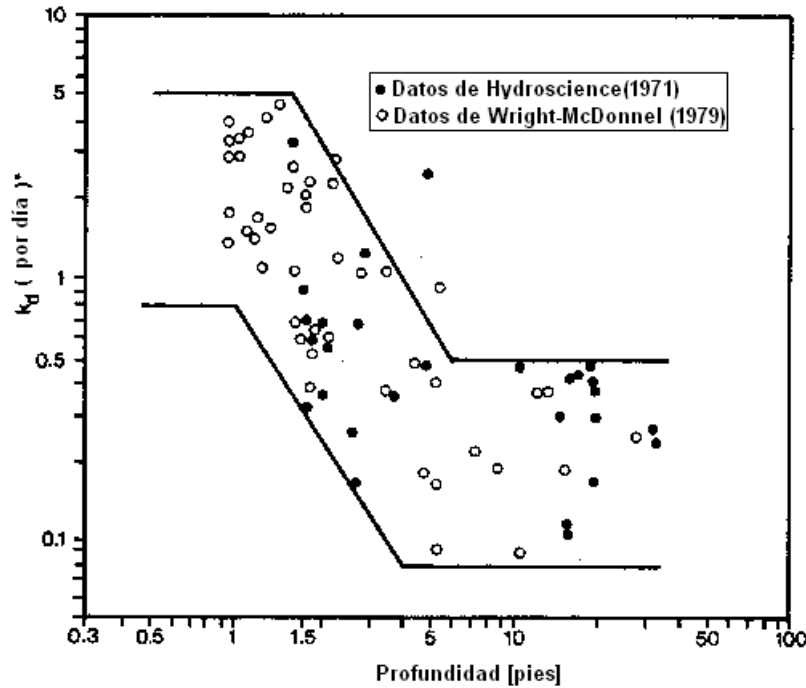
- **Método de Hydrosience**

Este método fue propuesto por la firma Hydrosience en (1971) con el propósito de predecir el valor de k_d en corrientes, en función de la profundidad y el grado de tratamiento de aguas residuales. La Agencia de Protección Ambiental EPA (del inglés Environmental Protection Agency) de los Estados Unidos, utilizó los datos de Hydrosience y los de Wright-McDonnell (Bowie *et al.*, 1985), y estimó una relación entre la profundidad de la corriente y la remoción de la DBO carbonácea (Figura 2-1).

La relación hallada por Hydrosience, se ha plasmado a través de ecuaciones cuyas expresiones y limitaciones para su aplicación se presentan a continuación (Hydrosience, 1971; citado por Chapra, 1997)),

$$\begin{aligned} k_d &= 0.3 \cdot \left(\frac{H}{8} \right)^{-0.434} & 0 \leq H \leq 8 \text{ ft} \\ k_d &= 0.3 & H > 8 \text{ ft} \end{aligned} \quad (2.9)$$

Figura 2-1. Coeficiente de desoxigenación en función de la profundidad. Tomado y modificado de Bowie *et al.* (1985)



Por otro lado, la tasa de sedimentación está dada por la relación,

$$k_s = \frac{v_s}{H} \quad (2.10)$$

Donde v_s es la velocidad de sedimentación de la DBO; y H es la profundidad de la corriente. La tasa de descomposición total (k_r) es superior para corrientes cuya profundidad es inferior a 1m, y se asume constante (0.35 d^{-1}) para $H > 1\text{m}$ (Chapra, 1997).

Recientes investigaciones han demostrado que este método se ajusta adecuadamente a los valores de degradación de materia orgánica carbonácea, hallados a través de calibración para ríos de montaña (Cañón, 2005).

○ Método logarítmico

Este método es aplicado para situaciones poco convencionales en las que se presente una única descarga puntual o distribuida uniformemente, y las ecuaciones de los balances de masa se pueden expresar explícitamente para k_r o k_d .

Para el caso de una descarga puntual, el modelo se puede representar bajo la siguiente expresión,

$$\ln\left(\frac{L(x)}{L_0}\right) = -\frac{k_r}{u}x \quad (2.11)$$

Donde u es la velocidad media de la corriente; x es la distancia aguas abajo de la descarga de la DBO; y L_0 es la concentración medida a la distancia $x=0$.

Posteriormente se realiza una gráfica semilogarítmica entre $L(x)/L_0$ vs. x , resultando una línea recta con pendiente $-k_r/u$. Si se conoce el valor de la velocidad media de la corriente, es posible establecer el valor de k_r .

Para el caso de una distribución uniforme, el modelo se puede representar bajo la siguiente expresión,

$$L(x) = L_0 \left(\frac{Q_0}{Q} \right)^a \quad (2.12)$$

Donde Q_0 es el caudal en $x=0$; Q es el caudal en función de la distancia $Q_0 + \Delta Q_0$; A_0 es el área de la sección transversal calculada como Q_0/u_0 ; u_0 es la velocidad de la corriente en $x=0$; ΔQ es el flujo incremental constante en cada tramo unitario de estudio; y a es el exponente cuya expresión corresponde a,

$$a = \frac{k_r A_0 + \Delta Q}{\Delta Q} \quad (2.13)$$

Se realiza una gráfica de tipo log-log entre L/L_0 y Q/Q_0 , resultando una línea recta cuya pendiente corresponde a $-a$. A partir de la expresión de a , es posible hallar la tasa k_r .

2.2.2 Tasa de reacción de nitrificación

Al igual que la tasa de remoción de la DBO, la tasa de nitrificación para ríos de montaña difiere significativamente de la estimada en el laboratorio. Entre las causas de estas divergencias se encuentran los efectos del lecho, como las películas biológicas adheridas a las rocas. De acuerdo con Medina y Camacho (2008), la tasa reportada por el laboratorio representa un valor mínimo que debe ser aumentado con el fin de incluir todos los efectos que ocurren en la corriente.

Así mismo, se ha encontrado que la tasa difiere para corrientes de alta pendiente comparadas con las de planicie. Investigaciones recientes han hallado que esta tasa es

mayor para ríos de montaña, debido a las condiciones morfológicas e hidráulicas de las corrientes (Medina, 2009).

- **Métodos para la estimación de la tasa de nitrificación**

Existen dos metodologías empleadas para la estimación de la tasa de nitrificación en corrientes (k_n): a través de métodos empíricos y de calibración directa usando un modelo de calidad de agua. Los primeros, aunque requieren menor información para su aplicación, en muchas ocasiones no involucran las características hidráulicas de la corriente y por ende difieren de la tasa real. Los segundos, a pesar de requerir mayor esfuerzo para su estimación, revelan resultados más acordes con la realidad (Medina y Camacho, 2008).

Entre los métodos empíricos más comunes se encuentran los de Bansal y Courchain. El primero correlaciona datos experimentales con números adimensionales (Reynolds y Froude) involucrando parámetros hidráulicos y descartando procesos bioquímicos. Por otro lado, la tasa de nitrificación por el método de Courchain se halla como el producto de la pendiente (de la gráfica NDBO contra distancia) y la velocidad media del flujo.

Se ha encontrado que para ríos de montaña existe un mejor ajuste mediante la calibración directa de modelos de calidad de agua, *e.g.* QUAL 2K (Chapra *et al.*, 2008) ó ADZ-QUASAR, debido a que involucran los procesos químicos, biológicos y de transporte que ocurren en la corriente y en el lecho (Robles y Camacho, 2005; Medina y Camacho, 2008, Medina, 2009).

- **Método de Bansal (1976)**

Es una metodología para la estimación de la tasa de nitrificación k_n , en la que relaciona la tasa a través de números adimensionales, como Froude y Reynolds (Medina y Camacho, 2008). La estimación de su magnitud se halla mediante las siguientes expresiones:

$$\text{Log}\left(\frac{k_n \cdot H^2}{\nu}\right) = -3.421 + 1.36 \cdot \text{Log}\left(\frac{Re}{Fr}\right) \quad (2.14)$$

$$k_n = \frac{10^{\left(-3.421 + \text{Log}\left(\frac{\sqrt{g \cdot y^3}}{\nu}\right)^{1.36}\right)} \cdot \nu}{H^2} \quad (2.15)$$

Donde H es la profundidad media de la corriente (m); Fr y Re corresponden a los números adimensionales de Froude y Reynolds, respectivamente; y ν es la viscosidad cinemática del agua (m^2/s).

La limitación de este método radica en el desconocimiento de los procesos bioquímicos que ocurren en las corrientes y la no aplicabilidad en ríos de montaña (Robles y Camacho, 2005; Medina y Camacho, 2008).

○ **Método de Courchainé**

El método de Courchainé estima la tasa de nitrificación como el producto de la pendiente de la línea (de la gráfica NDBO versus distancia) y la velocidad (en escala semilogarítmica).

$$k_n = s \cdot u \quad (2.16)$$

Donde s es la pendiente; u es la velocidad media de la corriente y k_n es la tasa de nitrificación.

La ventaja de este método con respecto al de Bansal es la inclusión de parámetros hidráulicos, el tiempo y los procesos bioquímicos que ocurren en las corrientes.

Recientes investigaciones han encontrado que para ríos de montaña, la estimación de la tasa de nitrificación a través del método de Courchainé, se asemeja a las tasas encontradas a través de la calibración directa. Así mismo, se han hallado correlaciones adecuadas entre parámetros hidráulicos y las tasas estimadas a través del método de Courchainé (Robles y Camacho, 2005). Por ejemplo, se ha encontrado una relación entre k_n (a través de Courchainé) y la relación velocidad-profundidad (u/H), con un ajuste de $R^2=0.944$ para diversos ríos de montaña,

$$k_n = 0.4381 \cdot \frac{u}{H} + 0.5394 \quad (2.17)$$

2.2.3 Tasa de decaimiento de coliformes totales

De acuerdo con Bowie *et al.* (1985), la tasa de decaimiento de CT está influenciada por diferentes factores que se clasifican de acuerdo a los siguientes subgrupos: físicos, fisicoquímicos y bioquímico-biológico. Los diferentes factores, clasificados en los subgrupos, se enumeran en la Tabla 2-1.

Tabla 2-1. Factores que inciden en el comportamiento de la tasa de decaimiento de organismos patógenos

<i>Físicos</i>	<i>Físicoquímicos</i>	<i>Bioquímicos-biológicos</i>
<i>Adsorción</i>	<i>Efectos osmóticos</i>	<i>Disponibilidad de nutrientes</i>
<i>Floculación</i>	<i>pH</i>	<i>Presencia de sustancias orgánicas</i>
<i>Coagulación</i>	<i>Toxicidad química</i>	<i>Predadores</i>
<i>Sedimentación</i>	<i>Potencial de óxido reducción</i>	<i>Algas</i>
<i>Temperatura</i>		<i>Presencia de materia fecal</i>

Para la determinación de la tasa de decaimiento de CT y su aplicación en modelos de calidad del agua, se considera una tasa de decaimiento de primer orden que depende esencialmente de tres componentes: la mortalidad base, la pérdida por radiación solar y por sedimentación (Chapra, 1997). Su estimación se realiza mediante la siguiente expresión,

$$k_c = \underbrace{(0.8 + 0.02S)}_{\text{mortalidad natural}} + \underbrace{\frac{\alpha I(0)}{k_e H} (1 - e^{-k_e H})}_{\text{radiación}} + \underbrace{F_p \frac{v_s}{H}}_{\text{sedimentación}} \quad (2.18)$$

Donde S es la salinidad (g L^{-1}); T es la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$); α es un factor adimensional de eficiencia de luz igual a 1; $I(0)$ es la radiación solar neta de onda corta en la superficie del agua (ly/h); k_e es el coeficiente de extinción de luz que de acuerdo a Di Toro *et al.* (1981; citado por Chapra, 1997) se puede expresar como el producto entre 0.55 y la concentración de sólidos suspendidos en (mg L^{-1}); y F_p es la fracción de bacterias adherida a las partículas.

Una forma de estimar la radiación solar neta de onda corta en la superficie del agua, es la propuesta por Chapra *et al.* (2008) a partir de la siguiente expresión,

$$I(0) = I_o \cdot a_t \cdot a_c \cdot (1 - R_s) \cdot (1 - S_f) \quad (2.19)$$

Donde I_o es la radiación en la parte superior de la atmósfera; a_t es la atenuación atmosférica; a_c es la atenuación por nubosidad; R_s es el albedo; y S_f es la sombra efectiva (*i.e.* la fracción bloqueada por la vegetación y la topografía).

Así mismo, si no se tienen los parámetros para la determinación de I_o , se puede acudir a la base de datos de HIDROSIG 3.0, en los que se encuentra mapas de flujo neto de radiación de onda corta para el territorio nacional, obtenidos de la base de datos GEWEX.

2.2.4 Tasa de reaireación

La tasa de reaireación es afectada por ciertos factores que perturban la capa superficial de turbulencia. Entre estos factores se pueden citar: la temperatura, las caídas de agua, las estructuras hidráulicas, los rápidos y las películas superficiales. De acuerdo a las características de la corriente y de su entorno, han sido desarrolladas diferentes formulaciones para su estimación.

Entre las formulaciones más comunes se encuentran los modelos de renovación superficial (comunes para ríos y corrientes), los cuales usan las características físicas e hidráulicas de las corrientes. Entre estos modelos se encuentran los propuestos por O' Connor Dobbins, Churchill y Owens & Gibbs (Bowie *et al.*, 1985; Chapra, 1997). De acuerdo con Zison *et al.* (1978) y Covar (1976) (citados por Chapra, 1997), es necesario limitar los rangos para que estas ecuaciones puedan ser empleadas. Las ecuaciones y rangos de validez para los parámetros propuestos son,

$$k_a = a \frac{u^b}{H^c} \quad (2.20)$$

Donde:

$$\begin{cases} a = 3.930 & b = 0.500 & c = 1.50 & \text{si} & 0.30m \leq H \leq 9.14m & 0.15m/s \leq u \leq 0.49m/s \\ a = 5.026 & b = 0.969 & c = 1.67 & \text{si} & 0.61m \leq H \leq 3.35m & 0.55m/s \leq u \leq 1.52m/s \\ a = 5.320 & b = 0.670 & c = 1.85 & \text{si} & 0.12m \leq H \leq 0.71m & 0.03m/s \leq u \leq 0.55m/s \end{cases}$$

Otras expresiones han sido halladas para diferentes condiciones como tipo de canal, magnitud del caudal, velocidad, pendiente del fondo del canal, profundidad y pendiente de la línea de energía. Para grandes ríos y canales es posible implementar la ecuación propuesta por Langbein y Durum (1967; citado por Cox, 2003),

$$k_a = 5.134 \frac{u}{H^{1.33}} \quad (2.21)$$

Para un detallado inventario y explicación de las formulaciones en la determinación del coeficiente de reaireación, el lector puede remitirse a Cox (2003) y/o Bowie *et al.* (1985).

Cabe anotar que las diferentes formulaciones tienen limitaciones debido a las condiciones en las que fueron deducidas. Recientes investigaciones han encontrado que la implementación de trazadores volátiles, es adecuada para la estimación de la tasa de reaireación (Holguín y Camacho, 2003; Gelvez y Camacho, 2008).

Al igual que la tasa de nitrificación y de la DBO, la magnitud de la tasa de reaireación en ríos de montaña difiere de la estimada para ríos de planicie. Así mismo, se ha encontrado que para ríos de montaña esta tasa es proporcional al caudal de las corrientes y que las ecuaciones de disipación de energía, en especial la de Tsivoglou & Neal y Shindalay Truax, son las que mejor predicen este resultado (Holgún y Camacho, 2003 y Gelvez y Camacho, 2008). Las ecuaciones empíricas reportadas por Tsivoglou & Neal y Shindalay Truax, corresponden a las expresiones (2.22) y (2.23).

$$k_a = 0.1772 \frac{\Delta H}{t} \quad (2.22)$$

$$k_a = 0.1748 \frac{\Delta H}{t} \quad (2.23)$$

Donde ΔH corresponde a la diferencia de cotas entre las estaciones de aguas arriba y aguas abajo [L]; y \bar{t} es el tiempo medio de viaje del tramo en consideración.

Así mismo, los resultados de estas investigaciones mencionan la no conveniencia de utilizar una sola tasa de reaireación para toda la corriente y una sola ecuación para su estimación.

2.2.5 Afectación de las tasas de reacción por temperatura

Las diferentes tasas de reacción descritas con anterioridad, por lo general se especifican y determinan para una temperatura de 20°C. Resulta necesario estimar una corrección en su magnitud, para un valor diferente de temperatura. Entre las correcciones más comunes se encuentra la expresión derivada de la ecuación Arrhenius, cuya formulación se presenta a continuación (Chapra, 1997; Ji, 2008),

$$k_i = k_{i20^\circ C} \theta^{T-20} \quad (2.24)$$

Donde $k_{i20^\circ C}$ corresponde a la tasa de interés calculada para una temperatura de 20°C; T es la temperatura a la cual se requiere calcular la tasa (°C); y θ es el factor de corrección por temperatura que depende del determinante de interés, de acuerdo a la Tabla 2-2.

Tabla 2-2. Valores típicos de factores de corrección por temperatura

<i>Tasa</i>	<i>Factor θ</i>
<i>Reaireación</i>	1.024
<i>DBO</i>	1.047
<i>Nitrificación</i>	1.047*
<i>Coliformes totales</i>	1.07

*Este valor se puede aplicar para temperaturas en un rango entre 10 a 30°C. Si la temperatura se encuentra por fuera de este rango existen limitaciones en el crecimiento de las bacterias, por lo que la actividad de los microorganismos se afecta drásticamente y se considera nulidad en la tasa de nitrificación (Cox, 2003).

2.3 Modelos de transporte y de calidad del agua

La calidad de agua en las corrientes está influenciada por los procesos de transporte y de reacción, que incluyen las conversiones químicas, biológicas y físicas que se generan a lo largo del tiempo y el espacio. Los procesos de transporte se refieren a los procesos de advección y de dispersión, mientras que los de reacción se refieren a la transformación de los determinantes de calidad de agua (*e.g.* DBO, OD, CT, nitratos, nitritos).

Para el estudio de corrientes, es necesario caracterizar estos procesos mediante modelos de transporte y de calidad de agua. La ecuación de advección y dispersión, se deriva de un balance de masa por unidad de área y de unidad de tiempo en un volumen de control determinado (Camacho, 2000).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} - v \frac{\partial c}{\partial y} - w \frac{\partial c}{\partial z} + D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + \sum \text{fuentes} - \sum \text{pérdidas} \quad (2.25)$$

Donde c se refiere a la concentración [ML^{-3}]; u , v , w son las velocidades en las direcciones x , y y z [LT^{-1}]; D_x , D_y , D_z son los coeficientes de dispersión en las direcciones x , y y z respectivamente [L^2T^{-1}]; y las fuentes y pérdidas representan las transformaciones de los diferentes determinantes de calidad del agua.

Los primeros seis términos de la ecuación (2.25), representan los efectos de transporte, que son necesarios caracterizar con prelación a la modelación de la calidad del agua. Para esto se hacen una serie de suposiciones que permiten representar el fenómeno de transporte en las diferentes corrientes.

La primera suposición, hace referencia al predominio unidireccional del flujo, que se considera como una hipótesis acertada en corrientes. Así mismo, es preciso considerar una sustancia no conservativa, implicando la eliminación del último término de la ecuación (2.25), debido a que no se presenta reacción alguna. Teniendo en cuenta las consideraciones mencionadas, la ecuación (2.25) resulta:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} + D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad (2.26)$$

La anterior expresión se conoce como el modelo de advección dispersión unidimensional ADE (del inglés Advection Diffusion Equation). De acuerdo con Young y Wallis (1993), el modelo ADE presenta deficiencias en las que no se representa con precisión la naturaleza del fenómeno. El coeficiente de dispersión longitudinal no es correctamente representado debido a las zonas muertas, dominantes en algunas corrientes (*e.g.* ríos de montaña). Estas zonas hacen referencia a irregularidades en el lecho, piscinas, islas, material vegetal o elementos rugosos, propiciando que cierta porción del flujo sea retenida o almacenada de manera temporal (Young y Wallis, 1993; Bencala y Walters, 1983; Camacho y Cantor, 2006).

Para contrarrestar las deficiencias presentadas, han surgido diversos modelos que mitigan y/o corrigen estos defectos. Entre los modelos más comunes reportados en la literatura se encuentran: el modelo de almacenamiento temporal TS (del inglés Transient Storage), cuya descripción detallada se puede encontrar en Bencala y Walters, 1983, y el ADZ (del inglés Aggregated Dead Zone; Beer y Young, 1983).

El modelo TS, se presenta como una complementación del modelo ADE. Está descrito por dos ecuaciones fundamentales y acopladas, que representan el transporte del soluto en el flujo principal y en las zonas muertas, cuyas expresiones se presentan a continuación,

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} + D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \alpha (c_s - c) \quad (2.27)$$

$$\frac{dc_s}{dt} = \alpha \frac{A}{A_s} (c - c_s) \quad (2.28)$$

Donde A y A_s representan el área promedio de la sección transversal en el canal y en las zonas de almacenamiento, respectivamente; c_s es la concentración del soluto en las zonas muerta y α el coeficiente de intercambio entre las zonas muertas y el canal principal.

2.3.1 Modelo ADZ

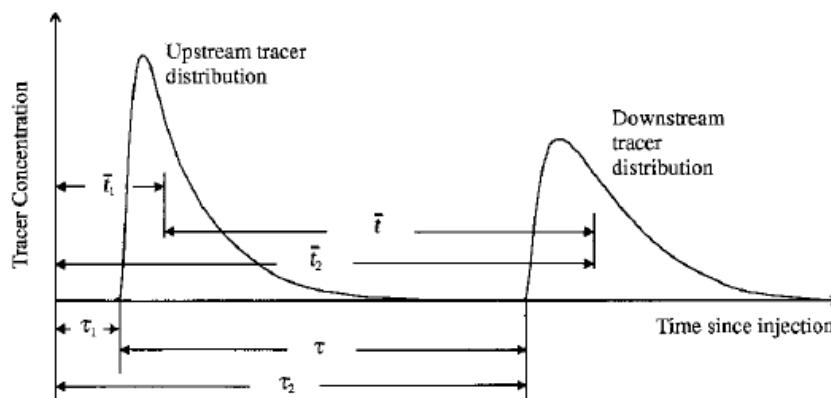
Para conducir al lector a un adecuado entendimiento del modelo de calidad de agua, se describirá como primera medida, el modelo ADZ en forma general y posteriormente algunas investigaciones que se han realizado para su aplicación en ríos de montaña.

Al igual que el modelo TS, el modelo ADZ (Beer y Young, 1983), es una representación del transporte de solutos en corrientes, que considera los efectos de dispersión y advección, para representar adecuadamente el almacenamiento temporal y las zonas muertas que existen en las corrientes.

La ventaja del ADZ con respecto al TS, radica en que el primero permite representar el fenómeno mediante el uso de dos únicos parámetros, mientras que el segundo requiere de cuatro. Esto implica que el modelo ADZ es más parsimonioso, debido a que la estructura del modelo es capaz de representar el fenómeno con el menor número de parámetros, conllevando la reducción de la probabilidad de una interdependencia paramétrica, y por ende los parámetros resultan sensibles e identificables (Camacho y González, 2008).

El modelo ADZ considera que las zonas muertas son las causantes de la alta dispersión, y el efecto de varias de éstas es equivalente a una individual (Wallis et al., 1989). La representación gráfica del mecanismo se puede apreciar en la Figura 2-2.

Figura 2-2. Representación física de los parámetros del modelo ADZ. Tomado de Lees *et al.* (2000)

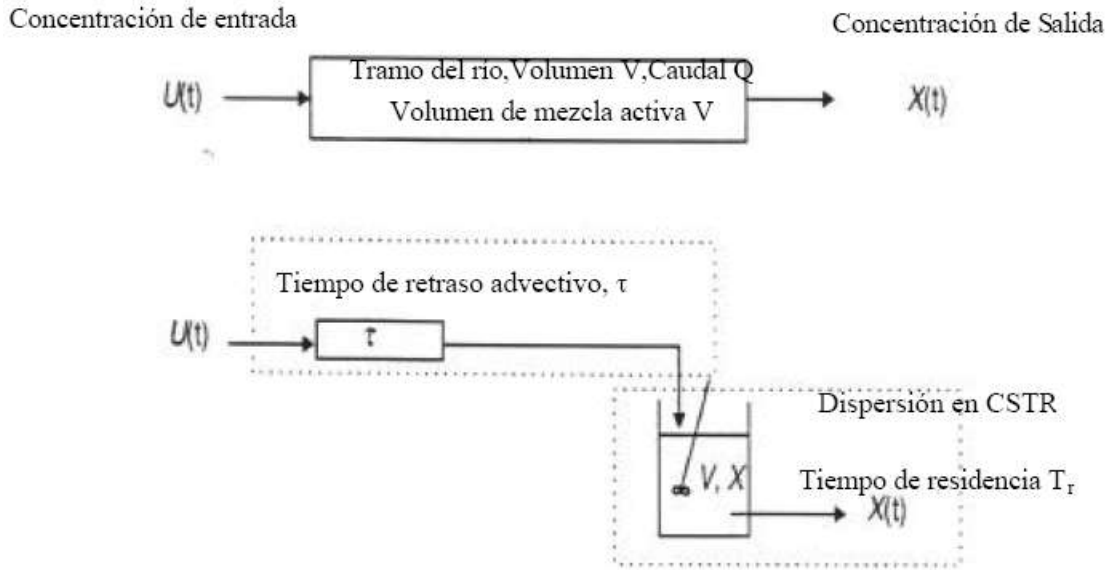


Esta figura muestra los parámetros temporales, medibles y observables, característicos del modelo, para un trazador de inyección instantánea o mediciones continuas de conductividad en ríos con algún grado de contaminación. El tiempo de viaje \bar{t} se define como la distancia entre los centroides de las curvas de concentración medidos en dos sitios de la corriente (aguas arriba y aguas abajo). El tiempo de arribo o de advección τ , representa la diferencia de tiempo entre el arribo del soluto aguas arriba y aguas abajo y por último el tiempo de residencia (TR) que se define como la diferencia entre el tiempo de viaje y el de arribo.

Los mecanismos de transporte del modelo ADZ se representan en la Figura 2-3, los cuales describen el transporte del soluto como la combinación de procesos en conjunto: reactor bien mezclado y advección, cuya ecuación de primer orden resulta de un balance de masa en un volumen de control (Young y Wallis, 1993).

$$\frac{d(V_a \bar{X}(t))}{dt} = QU(t - \tau_s) - QX(t) \quad (2.29)$$

Figura 2-3. Conceptualización del modelo ADZ. Tomado y modificado de Lees *et al.* (2000)



Donde V_a corresponde al volumen de agua en el tramo considerado; Q es el caudal, $U(t - \tau_s)$ es la concentración en la entrada con un retraso τ_s ; $X(t)$ y $\bar{X}(t)$ representan las concentraciones promedio y a la salida, respectivamente. Existe una relación directa entre la concentración promedio y la de salida, cuya expresión se puede denotar mediante la siguiente ecuación,

$$\bar{X}(t) = DF \cdot X(t) \quad (2.30)$$

Donde DF se denomina fracción dispersiva que determina las características de mezcla del soluto en el tramo. De la misma forma, se puede definir DF como la relación existente entre el volumen que se puede considerar completamente mezclado y el volumen total del tramo. Al realizar una manipulación algebraica, es posible demostrar que DF responde a la siguiente expresión (Camacho y Lees, 2000),

$$DF = 1 - \frac{\tau}{t} \quad (2.31)$$

De la anterior ecuación, se puede deducir que si $t = \tau$, $DF = 0$ indicando que el proceso de advección es dominante en la corriente. Por el contrario, si $\tau = 0$, el proceso de difusión es dominante y la advección nula, caso de difusión pura.

- **Comportamiento de los parámetros del ADZ en ríos de montaña**

Es importante implementar los resultados hallados por diversos estudios en este tipo de corrientes, con el fin de reducir la incertidumbre en el modelo de simulación de la red hídrica nacional. Así mismo, un correcto entendimiento de los parámetros del modelo ADZ, permitirán realizar una adecuada modelación en la red, debido a que la mayoría de los vertimientos no tratados (65%) son descargados en este tipo de corrientes (Camacho *et al.*, 2007).

En lo relacionado con los parámetros del modelo ADZ, investigaciones han demostrado que la DF tiene una variación con respecto al caudal, hasta del 22% para ríos de montaña (González, 2008). Estos resultados contradicen lo reportado por Wallis *et al.* (1989), quienes indican la independencia de este parámetro con el caudal, en ríos de planicie. Estudios más recientes, como el de Jiménez (en desarrollo), han encontrado que DF es explicado por la variabilidad geométrica de las formas del cauce y las formas del lecho, y es independiente del caudal.

Así mismo, González (2008) ha encontrado un valor de DF global de 0.27 ± 0.015 para ríos de montaña con pendientes entre 0.93% y 4.80% y cuyas formas de fondo no son uniformes. De igual forma, el estudio estableció relaciones entre la velocidad máxima u_{max} y la velocidad media de transporte de solutos \bar{u} , y entre el tiempo de arribo τ versus el tiempo de viaje \bar{t} , dadas por,

$$u_{max} = 1.37 \cdot \bar{u} \quad (2.32)$$

$$\tau = 0.73 \cdot \bar{t} \quad (2.33)$$

2.3.2 Modelo de flujo a pistón y Streeter y Phelps

El modelo de flujo a pistón es considerado la representación más sencilla de los modelos de calidad de agua. En éste se dan por descontado los mecanismos de dispersión, considerando la advección y los procesos de transformación o reacción de los determinantes de calidad de

agua. Se asumen condiciones de estado estable y características geométricas e hidrológicas constantes (Chapra, 1997).

En el caso de la modelación del determinante OD, se han desarrollado modelos para la estimación de su magnitud aguas abajo de los vertimientos. Entre de los modelos más conocidos se encuentra el de Streeter y Phelps (1925), el cual permite representar de forma simplificada el comportamiento de la concentración de OD en un río, bajo la aplicación de una carga puntual orgánica. Este modelo representa dos procesos, en los que se considera únicamente la descomposición bacterial en la fase líquida y el proceso de reaireación (Chapra, 1997; IWA, 2002).

Para otros determinantes (*e.g.* CT, NTK, DBO), la concentración se modela considerando procesos de advección y descomposición bacterial. Esto se puede demostrar teniendo en cuenta la ecuación (2.25), y además suponiendo unidireccionalidad del flujo, dispersión nula y estado estable. La expresión resultante se presenta a continuación,

$$0 = -u \frac{dc}{dx} + \sum \text{fuentes} - \sum \text{sumideros} \quad (2.34)$$

De la ecuación anterior, la concentración (c) se puede reemplazar por el determinante de interés, cuya solución requiere de una condición inicial de frontera para determinar su magnitud en el espacio (es convencional conocer la concentración inicial para el tiempo cero). Adicionalmente, de la anterior ecuación se consideran los sumideros como procesos de degradación de primer orden y se descartan las fuentes. Bajo esta serie de suposiciones se puede demostrar que las expresiones resultantes para los determinantes DBO, NTK y CT resultan en una función exponencial como se ilustra a continuación,

$$L(\bar{t}) = L_{t=0} e^{-k_r \bar{t}} \quad (2.35)$$

$$N(\bar{t}) = 4.57 N_{t=0} e^{-k_n \bar{t}} \quad (2.36)$$

$$C(\bar{t}) = C_{t=0} e^{-k_c \bar{t}} \quad (2.37)$$

Donde k_r , k_c , k_n y u han sido descritas con antelación; $L_{t=0}$, $N_{t=0}$ y $C_{t=0}$ corresponden a las concentraciones iniciales de DBO, NTK y CT, respectivamente; y $L(t)$, $N(t)$ y $C(t)$ son las concentraciones de DBO, NTK y CT en el sitio de interés aguas abajo del punto de

descarga. Cabe recordar que el número 4.57 se refiere a la cantidad de gramos de oxígeno requeridos para la oxidación de un gramo de NTK.

Sí el determinante de interés corresponde a OD, la modelación se torna un poco más compleja, debido a que está en función de otros determinantes. Para el modelo propuesto por Streeter & Phelps, es necesario considerar 2 ecuaciones: la de decaimiento de la materia orgánica (Ecuación (2.35)) y la del comportamiento del oxígeno, aguas abajo del punto de vertimiento. Es posible hacer la extensión del modelo inicial de Streeter & Phelps, considerando además el determinante NTK. Bajo estas condiciones y retomando la ecuación (2.34), se puede demostrar que la ecuación para este determinante corresponde a,

$$0 = -u \frac{do(t)}{dx} - k_r L(t) - 4.57 k_n N(t) + k_a (o_s - o(t)) \quad (2.38)$$

La diferencia entre el oxígeno de saturación y la concentración de OD, se denomina déficit de oxígeno y se representa con la letra D . De esta manera, la ecuación (2.38), se puede escribir bajo la siguiente expresión:

$$0 = u \frac{dD(\bar{t})}{dx} - k_r L(\bar{t}) - 4.57 k_n N(\bar{t}) + k_a D(\bar{t}) \quad (2.39)$$

Al manipular algebraicamente la anterior ecuación, es posible obtener una función explícita de déficit oxígeno (D) en función de la distancia,

$$D = D_0 e^{-k_a \frac{x}{u}} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_r} \left(e^{-k_r \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{4.57 \cdot k_n N(t)}{k_a - k_n} \left(e^{-k_n \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) \quad (2.40)$$

2.3.3 Modelo de calidad ADZ-QUASAR

Teniendo en cuenta la descripción previa de las metodologías para la determinación de los parámetros de los modelos de calidad de agua, a continuación se describe el modelo ADZ-QUASAR (Lees *et al.*, 1998), el cual se emplea en la elaboración del presente estudio.

El modelo de calidad del agua QUASAR (Quality Simulation Along River Systems; Whitehead *et al.*, 1997), considera una serie de reactores bien mezclados, cuyo balance de masa se puede expresar para una sustancia no conservativa como:

$$\frac{dX(\bar{t})}{d\bar{t}} = \frac{1}{\bar{t}} \left(U(\bar{t}) - X(\bar{t}) \right) + \sum \text{fuentes} - \sum \text{pérdidas} \quad (2.41)$$

En esta ecuación los términos de pérdidas y fuentes, son entradas o salidas que pueden ser causadas por procesos como volatilización, sedimentación o decaimiento.

El acople de los modelos ADZ y QUASAR, considera esencialmente los fenómenos de transporte (introduciendo los parámetros τ y TR del modelo ADZ) en el modelo de calidad del agua QUASAR. Así mismo, es posible incorporar el efecto de sustancias no conservativas, a través de la adición de un término de decaimiento (Lees *et al.*, 1998),

$$\frac{dX(\bar{t})}{d\bar{t}} = \frac{1}{TR} \left(e^{-k\tau} U(\bar{t} - \tau) - X(\bar{t}) \right) + \sum \text{fuentes} - \sum \text{pérdidas} \quad (2.42)$$

Con base en la ecuación (2.42) es posible hallar las expresiones para los diferentes determinantes de calidad de agua. Para este estudio no se considerarán las pérdidas por demanda béntica, contribución neta de oxígeno y DBO por algas, ni la reaireación producida por estructuras hidráulicas.

A continuación se presentan las formulaciones de algunos determinantes de calidad de agua y su respectiva ecuación en estado estable.

- **Demanda Bioquímica de oxígeno, DBO**

$$\frac{dL(\bar{t})}{d\bar{t}} = \frac{1}{TR} \left(e^{k_{d1}\tau} U_L(\bar{t} - \tau) - L(\bar{t}) \right) - k_{d1}L(\bar{t}) - k_sL(\bar{t}) \quad (2.43)$$

Pérdida DBO Sedimentación

$$L(\bar{t}) = \frac{e^{k_{d1}\tau} \cdot U_L(\bar{t} - \tau)}{1 + TR \cdot (k_{d1} + k_s)} \quad (2.44)$$

Estado Estable

Donde U_L es la concentración inicial de DBO; k_{d1} es la tasa de decaimiento de la DBO corregida por temperatura ($k_{d1} = k_d \cdot 1.047^{T-20}$).

- **Concentración de nitrato**

$$\frac{dX_1(\bar{t})}{d\bar{t}} = \frac{1}{TR} \left(\underbrace{e^{-k_{n1}\tau} U_1(\bar{t}-\tau)}_{\text{nitrificación}} - X_1(\bar{t}) \right) + \underbrace{k_{n1} N(\bar{t})}_{\text{desnitrificación}} - k_1 \cdot 1.0698 \cdot 10^{0.0293T} X_1(\bar{t}) \quad (2.45)$$

$$X_1(\bar{t}) = \frac{e^{-k_{n1}\tau} \cdot U_1(\bar{t}-\tau) + TR \cdot k_{n1} N(\bar{t})}{1 + TR \cdot k_1 \cdot 1.0698 \cdot 10^{0.0293T}} \quad (2.46)$$

Estado Estable

Donde $X_1(t)$ es la concentración de nitrato; U_1 es la concentración inicial de nitrato; k_n es el coeficiente de nitrificación afectado por la temperatura ($k_{n1} = k_n 10^{0.02193T}$); y k_1 es el coeficiente de desnitrificación.

- **Concentración de ión amonio**

$$\frac{dN(\bar{t})}{d\bar{t}} = \frac{1}{TR} \left(e^{-k_n\tau} U_N(\bar{t}-\tau) - N(\bar{t}) \right) - k_n \cdot 10^{0.0293T} N(\bar{t}) \quad (2.47)$$

Oxidación a nitrato

$$N(\bar{t}) = \frac{e^{-k_n\tau} \cdot U_N(\bar{t}-\tau)}{1 + TR \cdot k_n (10)^{0.0293T}} \quad (2.48)$$

Estado estable

Donde U_N es la concentración inicial de ión amonio

- **Concentración Coliformes totales CT**

$$\frac{dC(\bar{t})}{d\bar{t}} = \frac{1}{TR} \left(e^{-k_{c1}\tau} U_c(\bar{t}-\tau) - C(\bar{t}) \right) - k_{c1} \cdot 1.07^{T-20} C(\bar{t}) \quad (2.49)$$

pérdida bacterial

$$C(\bar{t}) = \frac{e^{-k_{c1}\tau} \cdot U_c(\bar{t}-\tau)}{1 + TR \cdot k_{c1}} \quad (2.50)$$

Estado estable

Donde: U_c es la concentración de coliformes totales; y k_{cl} es la tasa de decaimiento de CT afectado por la temperatura ($k_{cl}=k_c \cdot 1.07^{T-20}$).

- **Concentración de Oxígeno disuelto OD**

$$\frac{do(\bar{t})}{dt} = \frac{1}{TR} \left(\underbrace{e^{-k_d \cdot \tau} U_o (\bar{t} - \tau)}_{\text{reaireación}} - \underbrace{o(\bar{t})}_{\text{nitrificación}} + \underbrace{k_a (o_s - o(\bar{t}))}_{\text{ox. Materia Orgánica}} - 4.57 k_n \cdot 10^{0.0293 \cdot T} N(\bar{t}) - k_d \cdot 1.047^{T-20} L(\bar{t}) \right) \quad (2.51)$$

$$o(\bar{t}) = \frac{e^{-k_d \tau} O_0 (\bar{t} - \tau) - TR \left(k_d \cdot 1.047^{T-20} L(\bar{t}) + 4.57 k_n \cdot 10^{0.0293 \cdot T} \cdot N(\bar{t}) - k_a c_s \right)}{k_a \cdot TR + 1} \quad (2.52)$$

Estado estable

Donde: U_0 es la concentración inicial de ión amonio.

2.4 Factores de asimilación

Teniendo en cuenta la descripción del modelo ADZ-QUASAR y sus ecuaciones de los determinantes en estado estable, se describirá a continuación los factores de asimilación para los determinantes concernientes a DBO, NTK y CT.

Como primera medida es necesario definir los factores de asimilación (a) como la razón entre la carga del contaminante a la entrada W y la concentración resultante aguas abajo c (Chapra, 1997),

$$a = \frac{W}{c} \quad (2.53)$$

Suponiendo que para un tramo en estudio existen únicamente pérdidas de cierto determinante, la concentración medida aguas abajo $X(t)$, se puede expresar para el modelo ADZ-QUASAR en estado estable, como se aprecian en las ecuaciones (2.44), (2.46), (2.48), (2.50) y (2.52). Siguiendo a UNAL-MAVDT (2008), se multiplican y se dividen estas expresiones por el caudal. Al realizar un símil con la ecuación (2.53), se puede demostrar que los factores de asimilación para cada determinante están dados por las siguientes expresiones,

$$a_L = \frac{Q \cdot (1 + TR \cdot (k_{d1} + k_s))}{e^{-k_{d1} \tau}} L \quad (2.54)$$

$$a_{TKN} = \frac{Q \cdot (1 + TR \cdot k_{nl})}{e^{-k_{nl}\tau}} \text{ NTK} \quad (2.55)$$

$$a_{CT} = \frac{Q \cdot (1 + TR \cdot k_{cl})}{e^{-k_{cl}\tau}} \text{ CT} \quad (2.56)$$

2.5 Determinación de parámetros hidráulicos, hidrológicos y morfológicos

A continuación se exponen algunos métodos reconocidos en la literatura, para la estimación de parámetros hidráulicos, hidrológicos y morfológicos, los cuales permitirán hallar los parámetros y las variables necesarias para la modelación de los determinantes de calidad de agua, utilizados en el presente estudio.

2.5.1 Velocidad del flujo y del soluto

De acuerdo con Leopold y Maddock (1953), la velocidad del flujo es posible estimarla a partir de parámetros geomorfológicos, como el área de la cuenca tributaria A , hasta el punto de interés, y a partir de parámetros hidráulicos como el caudal,

$$u = a \cdot Q^b \quad (2.57)$$

Donde u corresponde a la velocidad del flujo; Q el caudal medio multianual; b y a son coeficientes que resultan de una ecuación de flujo uniforme. Si se considera la ecuación de Manning, las expresiones corresponden a,

$$A = \alpha Q^\beta \quad a = \frac{1}{\alpha} = \left(\frac{S_0^{1/2}}{\eta P^{2/3}} \right)^{3/5} \quad b = 1 - \beta = \frac{2}{5}$$

De la misma forma, existen diversas relaciones como las encontradas por Harvey (1997) (citado por Uniandes-Minamb, 2002), que determina la velocidad del soluto a partir de un estudio realizado con 100 ensayos de trazadores, cuya expresión está en función de parámetros hidráulicos e hidrológicos, como se muestra a continuación:

$$u_s = 0.094 + 0.0143 \left(\frac{A_r^{1.25} \sqrt{g}}{Q} \right) \left(\frac{Q_s}{Q} \right) \cdot S^{0.159} \left(\frac{Q_s}{A_r} \right) \quad (2.58)$$

Donde u_s se refiere a la velocidad del contaminante (m/s), *i.e.* velocidad del soluto; Q es el caudal medio multianual (m^3/s); A_T es el área de la cuenca tributaria aguas arriba (m^2); Q_s es el caudal de la sección de interés (m^3/s); y S la pendiente del fondo del canal.

Debido a los efectos de las zonas muertas, la velocidad del flujo difiere de la del soluto. A partir de una igualación de momentos temporales empleando los modelos ADZ-QUASAR y TS, para una sustancia conservativa, se ha podido establecer una relación entre la velocidad del flujo y la del soluto (Lees *et al.*, 2000). La velocidad del soluto se relaciona con la del flujo, tanto para ríos de montaña como los de planicie, a través del coeficiente efectivo de retraso β (correspondiente a la relación entre las áreas transversales del canal principal y de las zonas muertas) como se ilustra a continuación (Camacho, 2000),

$$u_s = \frac{u}{1 + \beta} \quad (2.59)$$

Donde u_s es la velocidad del soluto; u es la velocidad media del flujo y β el coeficiente de retraso efectivo. Al realizar un análisis de esta ecuación, es clave enfatizar que la velocidad del soluto siempre será menor o a lo sumo igual que la velocidad media de la corriente. El estudio de González (2008), encontró que el coeficiente β para ríos de montaña tiene una magnitud global de 1.10.

Por otra parte, es posible relacionar algunos parámetros del modelo ADZ (T_R, τ, \bar{i}) con el caudal mediante relaciones potenciales o inversas ($P = AQ^B$, $P = A' + B'/Q$), en las que se ha encontrado un buen ajuste entre los datos observados y las relaciones planteadas para diversas corrientes (Young y Wallis, 1993; González, 2008).

2.5.2 Profundidad media de las corrientes

Es posible estimar la profundidad media de un cauce, en función del área de la cuenca hasta el punto de interés y de la magnitud del caudal medio multianual. El estudio de Giraldo (2003, citado por Raciny, 2003), reporta esta relación para corrientes Colombianas, cuya construcción fue estimada a partir de curvas de calibración en diferentes zonas del país,

$$H = KQ^h \quad (2.60)$$

Donde $K = 1.72 \cdot A^{-0.25}$; $h = 0.30 \cdot A^{0.05}$; y A corresponde al área de la cuenca hasta el punto de interés en *ha*.

2.5.3 Temperatura

Diversos estudios han logrado encontrar un comportamiento típico de la temperatura para el territorio Colombiano, en el que se observa una función lineal entre esta variable y la altitud. El estudio del Centro Nacional de Investigaciones del Café (Cenicafé), estima esta variable a partir de regresiones lineales (Cháves y Jaramillo, 1999. Citado por Otaya *et al.*, 2008). Para esto se emplearon registros de 1002 estaciones climatológicas y de estudios previos como: Cortés (1989), Eslava *et al.* (1986, 1993) y Stanescu y Díaz (1971) (Citados por Poveda *et al.*, 2005). Las relaciones halladas indican una fuerte influencia de la altitud en la estimación de la temperatura. Para esto se subdividió el territorio nacional en cuatro (4) regiones y a través de las relaciones halladas por el método de regionalización, se encontraron las siguientes expresiones,

$$\begin{aligned}
 T_{media} &= 29.42 - 0.0061 \cdot z; \quad R^2 = 0.99 \quad \text{Región Andina} \\
 T_{media} &= 27.72 - 0.0055 \cdot z; \quad R^2 = 0.99 \quad \text{Región Atlántica} \\
 T_{media} &= 27.05 - 0.0057 \cdot z; \quad R^2 = 0.99 \quad \text{Región Pacífica} \\
 T_{media} &= 27.37 - 0.0057 \cdot z; \quad R^2 = 0.99 \quad \text{Región Oriental}
 \end{aligned}
 \tag{2.61}$$

Donde T_{media} es la temperatura media anual en (°C); y z es la elevación sobre el nivel del mar (altitud).

De igual forma el estudio de Barco y Cuartas (1998; citado por Álvarez, 2007), encontró una única relación para todo el territorio, a partir de información de 45 estaciones hidroclimatológicas del IDEAM, cuya expresión lineal es,

$$T = 28.3079 - 0.0056517 \cdot z \quad r^2 = 0.9614 \tag{2.62}$$

De acuerdo con Raciny (2003), el modelo de Uniandes-Miamb (2002) aplica solamente la ecuación de la región oriental hallada por Cenicafé para la modelación la red hídrica nacional. Esto conlleva a la necesidad de ampliarlo, aplicando todas las ecuaciones para su correcta simulación o empleando la expresión hallada por Barco y Cuartas (1998; citado por Álvarez, 2007).

2.5.4 Balances hídricos

La estimación de caudales a lo largo del territorio se puede efectuar de acuerdo a información hidrométrica de las corrientes. No obstante, este método resulta poco eficiente debido a que la mayoría de los cauces carecen de instrumentación y por ende la información resulta incompleta. Así mismo, la utilización de información hidrométrica

implica un costo elevado debido a que en diversas entidades ésta no es de carácter libre; y además implicaría una inversión de tiempo considerable. Por estas razones se recurren a métodos más eficientes, con ajustes adecuados a los datos reales, como es el caso de balances hídricos de largo plazo, cuya descripción teórica es objeto del presente numeral.

Para el caso de Colombia, estudios previos (UNAL-COLCIENCIAS, 1999; Álvarez, 2007) han elaborado mapas de balances hídricos a nivel nacional, a partir de información interpolada de precipitación y de evapotranspiración y de registros satelitales. Estos balances han sido construidos a escala mensual y anual, en el que se considera para este último, un balance hídrico de largo plazo (*i.e.* los cambios en las cantidades almacenadas en el suelo son despreciables), cuyo comportamiento puede ser explicado bajo la siguiente expresión,

$$R(t) = P(t) - E(t) \quad (2.63)$$

Donde $R(t)$ representa la esorrentía total por unidad de área $P(t)$ y $E(t)$ son las tasas de precipitación y evapotranspiración real, respectivamente.

De acuerdo con la ecuación anterior, es necesario contar con información base de precipitación y evapotranspiración real, con el fin de elaborar los mapas de balances hídricos de largo plazo. Por esta razón surge la necesidad de exponer brevemente la elaboración de estos mapas. Si el lector está interesado en profundizar en este ítem, es necesario que se remita a UNAL-UPME (2000), Poveda *et al.* (2005) y Álvarez (2007).

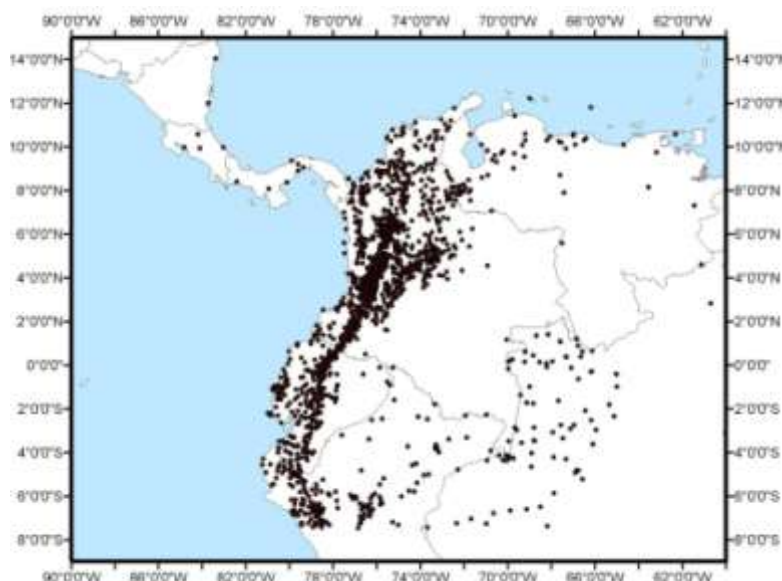
- **Mapas de precipitación**

La cuantificación de la precipitación a lo largo del territorio nacional, ha sido estimada a partir de diversos estudios realizados por Oster (1979), Snow (1976) (citados por Álvarez, 2007), UNAL-COLCIENCIAS (1999), UNAL-UPME (2000) y Álvarez (2007). Se presentan campos de precipitación media anual, los cuales han sido obtenidos a partir de diversas metodologías. Los mapas elaborados por UNAL-UPME (2000) y Álvarez (2007) ejecutan algoritmos computacionales que estiman el campo de precipitación a nivel nacional. Así mismo, el estudio de Álvarez (2007) cuantifica las incertidumbres asociadas a la estimación de este campo.

Para el presente estudio se utilizan los mapas elaborados por Álvarez (2007), debido a que son complemento de los estudios de UNAL-COLCIENCIAS (1999) y UNAL-UPME (2000). Así mismo cuentan con información de registros de estaciones pluviométricas, con complementación de información satelital.

Para el estudio de Álvarez (2007), se utilizaron 1180 estaciones con registros pluviales, para la elaboración del campo de precipitación. Estas estaciones se encuentran administradas por diferentes entidades, *e.g.* IDEAM, Cenicafé, Corporación del Valle del Cauca CVC, EPM (Figura 2-4). Así mismo y con el objetivo de reducir la incertidumbre en los límites geográficos, este estudio empleó información de estaciones de países vecinos como: Brasil, Costa Rica, Ecuador, Nicaragua, Panamá, Perú, Venezuela y de algunas islas ubicadas en el mar Caribe.

Figura 2-4. Localización de estaciones de precipitación empleadas para la estimación del campo de precipitación. Tomado de Álvarez (2007)



Los campos de precipitación fueron estimados a partir de 4 algoritmos geoestadísticos de estimación bivariados: kriging con deriva externa, cokriging estandarizado, cokriging colocalizado y cokriging colocalizado con cadenas de Markov (Álvarez, 2007).

- **Mapas de evapotranspiración**

Los estudios realizados por UNAL-COLCIENCIAS (1999), UNAL-UPME (2000) y Álvarez (2007), elaboran mapas de evapotranspiración potencial y real a partir de diversas metodologías reportadas en la literatura. Entre éstas se encuentran las ecuaciones de Cenicafé, Thornwaite, los métodos de Turc modificado, aerodinámico y de balance hídrico de Penman con aproximación de Priestley & Taylor, el de Morton, Choudhury y las ecuaciones de Coutagne y de Budyko.

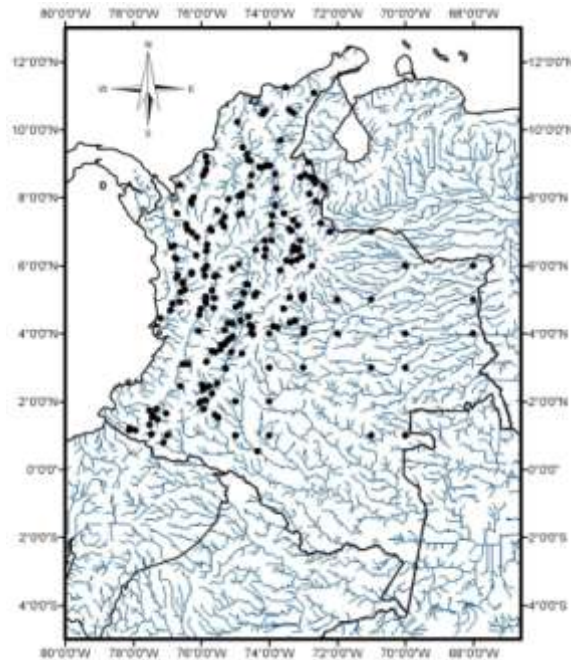
Para la estimación de los campos de evaporación se empleó información de topográfica, de temperatura media anual, punto de rocío, presión atmosférica, humedad relativa, brillo solar y radiación neta.

Se encontró que la interpolación genera una incertidumbre considerable siendo el método de Budyko el que mayor grado de incertidumbre presenta (Álvarez, 2007).

- **Mapas de balance hídrico de largo plazo**

A partir de los mapas de precipitación y evapotranspiración real, se construyeron los mapas de balances hídricos a largo plazo. Posteriormente, se evaluó el ajuste obtenido con respecto a la información de aforos de caudal, en 390 cuencas distribuidas a lo largo del territorio nacional (Figura 2-5).

Figura 2-5. Estaciones empleadas para comparación de caudales estimados a partir de un balance hídrico de largo plazo. Tomado de Álvarez (2007)



El campo de precipitación utilizado se elaboró a partir del método de Kriging con deriva externa (KDE), mientras que la construcción de los campos de evapotranspiración están basados en los métodos de Turc, Cenicafé, Penman aproximado, Thornwaite y Coutagne. La selección de estos mapas se basa en que el error relativo entre los datos de aforos de caudal y los hallados por balance hídrico se encontraban en un rango entre el 20%-25%.

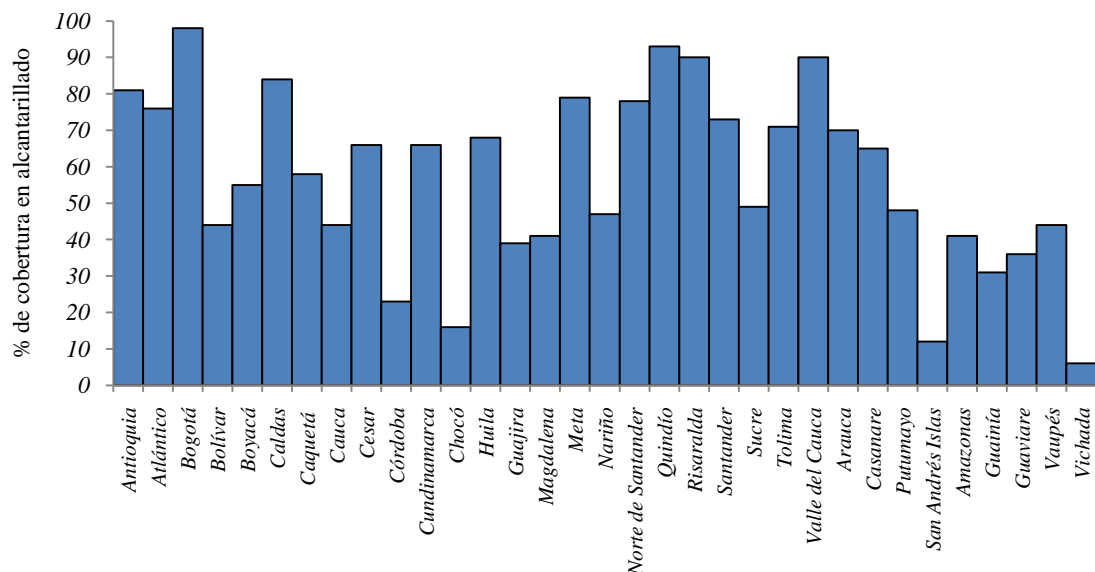
2.6 Sistemas de tratamiento de agua residual municipal en Colombia

Como uno de los objetivos específicos de este estudio es reportar una lista de municipios que requerirán de tratamiento de aguas residuales municipales para el año 2020, resulta coherente describir el estado actual de la infraestructura y de la operación con la que cuenta el país en la actualidad. Así mismo, es pertinente revisar la clasificación de los sistemas de tratamiento, los sistemas más comunes y una breve caracterización. Si el lector desea profundizar en este tema, debe remitirse a literatura especializada en el tema (Metcalf y Eddy, 1995; Ramalho, 1996).

2.6.1 Situación actual de sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales en Colombia

Esta sección hace un breve resumen de la situación actual de los STARM en el país, de su inventario, eficiencia y operación. Si el lector está interesado en profundizar en este ítem debe remitirse a SSPD (2009).

Previamente a la descripción de los sistemas de tratamiento, es necesario referirse, en forma general, a la infraestructura de alcantarillado. La cobertura para este ítem ha aumentado significativamente en el país, logrando una cifra de 73%, para el año 2007 en la extensión total del territorio y de 79% para las zonas urbanas (SSPD, 2009). Sin embargo, existen departamentos en los cuales la cobertura no alcanza niveles superiores al 50%, tal como se presenta en la Figura 2-6.

Figura 2-6. Porcentaje de cobertura en alcantarillado por departamento (SSPD, 2009)

A pesar del adelanto en la cobertura de este servicio, el CONPES 91 (DNP, 2005), reporta unos objetivos de cobertura para el año 2015 de 97.6% para zonas urbanas y 70.9% para zonas rurales. La tendencia actual refleja la incapacidad para cumplir con estas metas.

Como se puede observar existe una aceptable cobertura en alcantarillado a nivel nacional, que no es compensado con el inventario de STARM. El 45% de los municipios con más de 2500 suscriptores de alcantarillado (alrededor de 300), cuentan con algún tipo de tratamiento; mientras que el 26% de 700 municipios con menos de 2500 suscriptores, poseen algún tipo de tratamiento (SSPD, 2009). Así mismo la tendencia de crecimiento de los sistemas de alcantarillado, es superior a los STARM, resultando un aumento continuo de los vertimientos líquidos en las corrientes sin tratamiento alguno.

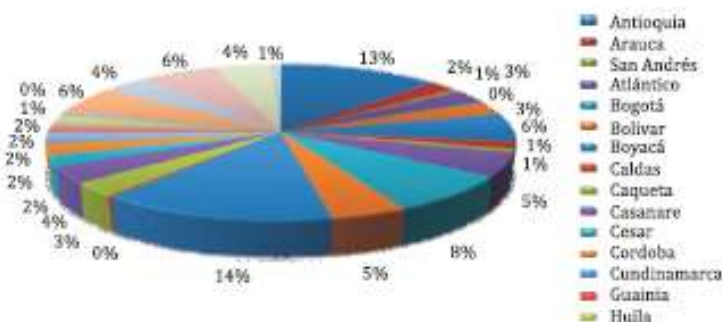
La Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (SSPD) manifiesta la existencia de 369 sistemas de tratamiento para 350 municipios. No obstante el trabajo de campo que ha realizado esta entidad, ha podido establecer que un sinnúmero de municipios, a pesar de poseer la infraestructura, los sistemas se encuentran en estado de inactividad (SSPD, 2009). Diversas fuentes sostienen que el grado de inoperancia solo permite tratar un pequeño porcentaje del vertimiento total del agua residual en el país. El MAVDT, sostiene que tan sólo el 9% de las aguas residuales son tratadas (El Espectador, 2008), mientras que Camacho *et al.* (2007) e IDEAM (2000) aseguran que el 95% de los vertimientos se arrojan a las corrientes sin ningún tipo de tratamiento.

La SSPD reporta diferentes causas de inoperancia en los sistemas de tratamiento, las cuales se enumeran a continuación,

- Déficit de recursos para la operación y mantenimiento de los sistemas: en ocasiones por corrupción o por mal planeamiento de los sistemas.
- No existe conocimiento ni experiencia en el manejo de estos sistemas.
- Carencia de documentación técnica para la operación de los sistemas. En muchas ocasiones la operación se realiza de forma empírica.

En relación a la distribución de los sistemas de tratamiento, en su gran mayoría están concentrados en la zona andina. Su distribución en la extensión territorial, a nivel departamental se presenta en la Figura 2-7. De los 369 sistemas de tratamiento, el 14% están ubicados en el departamento de Cundinamarca, seguido de Antioquia, Cesar, Tolima, Boyacá, Valle del Cauca y Santander.

Figura 2-7. Inventario de STARM por departamento. Tomado de SSPD (2009).



2.6.2 Clasificación convencional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales

Se hace una breve descripción de los diversos métodos que se aplican para el tratamiento de aguas residuales municipales, con el objetivo que el lector conozca su funcionamiento y tenga presente la eficiencia de los mismos.

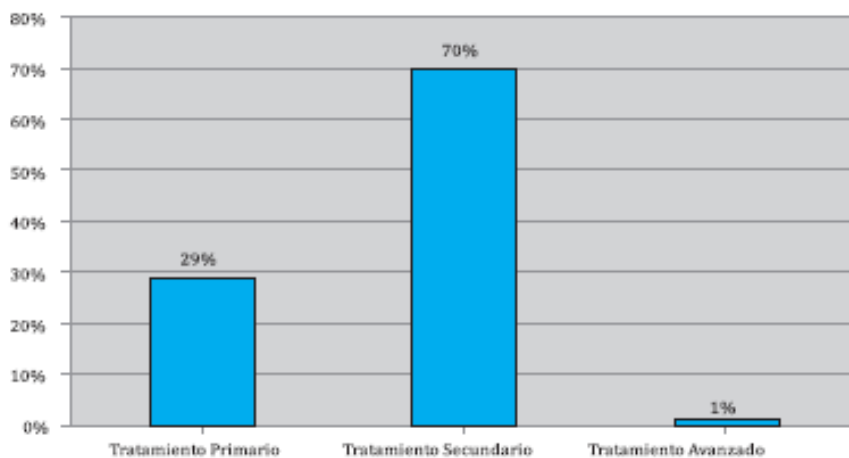
Los tratamientos de aguas residuales domésticas, comúnmente se han clasificado y dividido en las siguientes etapas:

- Tratamiento preliminar.
- Tratamiento primario
- Tratamiento secundario
- Tratamiento terciario o avanzado
- Desinfección.

- Manejo de lodos.

En lo referente a la clasificación de los sistemas de tratamiento en el país, la mayoría de las plantas instaladas pertenecen al tratamiento secundario, como se muestra en la Figura 2-8. Si estuviesen operación, podrían remover un 80% de la contaminación generada por los residuos líquidos provenientes de los sistemas de alcantarillado (SSPD, 2009).

Figura 2-8. Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en el país, de acuerdo a su tecnología. Tomado de SSPD (2009)



De acuerdo con la clasificación de los sistemas de tratamiento, se centrará la explicación en los tres primeros, debido a que en la mayoría de municipios los sistemas instalados se pueden clasificar en estas categorías.

- **Tratamiento preliminar**

Esta etapa hace referencia al acondicionamiento del agua residual, con el fin de lograr un funcionamiento adecuado de las diferentes secciones del tratamiento posterior. Los objetivos específicos se centran en eliminación de sólidos gruesos (Rejillas), desmenuzamiento de sólidos (Trituradores), eliminación de arenas y gravilla (desarenadores), eliminación de aceites y grasas (trampas de grasas o desengrasadores) y/o control de olor y mejoramiento del comportamiento hidráulico (Ramalho, 1996).

- **Tratamiento primario**

El objetivo de esta etapa es reducir, a través de medios físicos o mecánicos, una porción de material flotante o sedimentable. Este tipo de tratamiento es necesario previo al tratamiento secundario (Ramalho, 1996). Adicionalmente, se caracteriza por tener una remoción de DBO entre el 25% y el 40% aproximadamente y el 50 al 65% en SST. Así mismo, la

remoción de coliformes se encuentra en un rango entre el 25% -75% (Wett y Buchauer, 2002).

Los procesos más comunes en esta etapa son:

- Sedimentación primaria.
- Filtros gruesos.
- Flotación
- Precipitación química
- Oxidación química.
- Coagulación, floculación, sedimentación y filtración.

- **Tratamiento secundario**

Este tipo de tratamiento se refiere a todos los procesos de tratamientos biológicos, tanto anerobios o aerobios. Su objetivo se centra en la reducción o conversión de la materia orgánica en sólidos sedimentables floculentos, que son posteriormente separados mediante tanques de sedimentación (Ramalho, 1996). Su eficiencia en la remoción de DBO es de 85%-90% aproximadamente; en coliformes entre 90%-98% y en sólidos suspendidos en un rango 85%-95% (Wett y Buchauer, 2002). Entre los tratamientos más comunes de este tipo se citan:

- Filtros percoladores
- Lagunas primarias, secundarias o terciaria
- Lodos activados
- De filtración biológica.
- Anaerobios (Reactor de flujo ascendente)
- Discos rotatorios.

2.7 Metodología para la priorización en la inversión de los STARM en el país

Como se mencionó en el numeral anterior, en este estudio se reporta una lista de municipios que requieren tratamiento prioritario, con base en criterios de asimilación y población vulnerable. No obstante es necesario evaluar la situación actual de los municipios, como sus características socioeconómicas, las repercusiones en salud pública y la infraestructura actual en saneamiento básico. La inclusión de diferentes parámetros se basa en garantizar el funcionamiento de estas inversiones sin comprometer otros aspectos. Por ejemplo, no resulta sensato la implementación de plantas de tratamiento en municipios cuyo estado

financiero no permita su funcionamiento. Así mismo, no es lógico pensar en implementación de STARM, si la cobertura de acueducto es insuficiente.

Por los argumentos expuestos con anterioridad, se recurre a la metodología propuesta por Díaz-Granados *et al.* (2002), la cual fue implementada en el estudio de priorización Uniandes-Minamb (2002). La selección de esta metodología, se basa en que se efectúa un análisis objetivo y riguroso que permite identificar los municipios que requieren inversiones prioritarias.

2.8 Metodología multiobjetivo para la priorización de inversión en aguas residuales (Díaz-Granados *et al.*, 2002)

A continuación se presenta un resumen de la metodología de priorización propuesta por Díaz-Granados *et al.* (2002) para el estudio de Uniandes-Minamb (2002). Si el lector está interesado en profundizar en esta metodología debe remitirse a la fuente original.

2.8.1 Priorización municipal

Esta metodología está basada en métodos de análisis multiobjetivo, que son herramientas útiles para la selección de las mejores alternativas, considerando varios objetivos simultáneamente. Los autores seleccionaron el método de promedios ponderados, el cual es útil cuando se presentan diversas escalas o medidas para los diferentes objetivos evaluados, que requieren de una normalización de los valores y su posterior asignación de factores de ponderación, cuya función agregada se presenta a continuación (Smith *et al.*, 2000; Uniandes-Minamb, 2002; Díaz-Granados *et al.*, 2002):

$$U(x) = \sum_{j=1}^p w_j f[Z_j(x)] \quad (2.64)$$

Donde w_j corresponde al factor de ponderación asignado por el decisor al criterio j ; $f[Z_j(x)]$ es una función que tiene un rango entre 0 a 1 y que puede ser de tipo lineal o no lineal (*e.g.* logarítmico, exponencial).

En el estudio de Uniandes-Minamb (2002), la normalización se realizó con base en los histogramas acumulados de los criterios utilizados para ese estudio. Posteriormente se buscó una función que mejor se ajustara a la distribución acumulada muestral (*e.g.* logarítmica, exponencial superior e inferior).

Para la selección de una alternativa, de un conjunto discreto, se escoge la de mayor valor relativo, es decir,

$$U^* = \max \{U_1, U_2, \dots, U_m\} \quad (2.65)$$

Para establecer el orden de prioridad, se ordenan los valores de U_x de mayor a menor de acuerdo al peso total U .

Como primera medida es necesario definir los criterios para los cuales se aplicará la metodología. Para el caso de Díaz-Granados *et al.* (2002), los criterios seleccionados involucran aspectos sociales, económicos y técnicos para una adecuada priorización, los cuales se explican en la Tabla 2-3.

Tabla 2-3. Criterios seleccionados por Uniandes-Minamb (2002) para la priorización municipal

	Criterio	Sigla	Justificación	Variable	Rango	Prioridad
1	Índice de Necesidades Básicas Insatisfechas	NBI	Mide el nivel de pobreza a partir de censos, tomando aspectos que no se observan en el nivel de ingreso de un hogar.	Complemento de NBI. $CNBI=100-NBI$	0-100	Menor NBI o mayor CNBI
2	Cobertura de Acueducto	CAC	Su objetivo se basa en incluir el estado del sistema de distribución de agua potable.	CAC	0-100	Mayor a CAC
3	Cobertura de Alcantarillado	CAL	Su objetivo se centra en involucrar el estado del sistema de recolección de agua residual, que las conducirá los sistemas de tratamiento	CAL	0-100	Mayor CAL
4	Planta de tratamiento de Agua Potable	PTAP	Mide el estado del sistema de abastecimiento de agua potable y la secuencia en la inversión de la infraestructura urbana.	PTAP	0 ó 1	PTAP=1
5	Población	POB	Es una medida del impacto en el cuerpo receptor, al igual que su demanda económica para la inversión en infraestructura urbana	Logaritmo de POB	Números reales positivos	Mayor Log(POB)
6	Longitud Ponderada	LONG	Es una medida del grado de afectación del cuerpo receptor y de la capacidad de asimilación de la contaminación	Logaritmo de LONG	Números reales positivos	Mayor Log(LONG)
7	Concentración de Coliformes	COLI	Es una medida de la dilución de aguas residuales en el cuerpo receptor	Logaritmo de COLI	Números reales positivos	Mayor Log(COLI)

La columna *Rango* de la Tabla 2-3, reporta el intervalo posible de valores para esta variable. En lo correspondiente a la columna *Prioridad*, hace referencia al criterio empleado para realizar la priorización municipal.

Las variables de la Tabla 2-3 fueron normalizadas a partir de selección de la función que mayor ajuste tuviese a la distribución acumulada muestral. Posteriormente, la metodología propone un análisis multivariado con el objetivo de estimar la existencia de algún tipo de correlación entre las variables, a través de los coeficientes de Pearson entre cada par de

variables y el cálculo de la estadística P que verifica la significancia estadística de las anteriores correlaciones.

Así mismo, el método propone un análisis de componentes principales (ACP), con el propósito de obtener un mínimo de combinaciones lineales entre las variables, que representen una proporción considerable de la variabilidad de los datos. Los factores de ponderación w_j (Ecuación (2.64)) resultan de una combinación lineal de los componentes que explican la mayor variabilidad de los datos.

De igual forma, la metodología propone un análisis de sensibilidad, suponiendo combinaciones de pesos distintos, con el fin de analizar la concurrencia entre municipios y el grado de robustez de los resultados.

Finalmente, el estudio de Uniandes-Minamb (2002) realiza una segunda priorización, considerando el cuerpo de agua receptor y criterios netamente ambientales.

2.8.2 Priorización a nivel de cuenca

La metodología utilizada para priorización de cuencas es similar a la descrita en el numeral anterior. La diferencia radica en la selección de criterios, los cuales son presentados en la Tabla 2-4.

Tabla 2-4. Criterios seleccionados por Uniandes-Miamb (2002), para priorización a nivel de cuenca

	Criterio	Sigla	Justificación	Variable	Rango	Prioridad
1	Índice de Necesidades Básicas Insatisfechas regional	NBIR	NBI ponderado con base en la población de los diferentes municipios de la cuenca de interés	Complemento de NBI. $CNBI = 100 - NBI$	0-100	Menor NBIR o mayor CNBIR
3	Cobertura de Alcantarillado regional	CALR	ALC ponderado con base en la población de los diferentes municipios de la cuenca de interés	CALR	0-100	Mayor ALCR
4	Número de municipios	NUMU	Número de municipios de la cuenca, que generan afectación en contaminación de CT.	NUMU	Números enteros positivos	Mayor a cuencas con mas municipios
5	Población regional	POBR	Número total de habitantes de las cabeceras municipales, de la cuenca proyectadas para el año 2011.	Logaritmo de POB	Números reales positivos	Mayor Log(POB)
6	Longitud Total	LONG	Longitud de tramos afectados por concentración de CT dentro de la cuenca	Logaritmo de LONG	Números reales positivos	Mayor Log(LONG)

Se realiza un procedimiento similar al descrito para la priorización municipal, el cual permite evaluar las cuencas que requieren de priorización inmediata.

Capítulo 3. Metodología propuesta

En este capítulo se presenta la metodología propuesta que permite dar respuesta a los municipios y cuencas que demandan una inversión prioritaria, en sistemas de tratamiento de agua residual doméstica, de acuerdo a un análisis multiobjetivo. En síntesis, el lector encontrará en este capítulo, el proceso de aplicación del estado del arte, expuesto en el capítulo 2, aplicado a la resolución de la pregunta de investigación.

Inicialmente se describen los insumos necesarios para la implementación de la metodología, correspondientes a los mapas geográficos e hidroclimatológicos y la información hidrológica, demográfica y la referente al inventario de STARM en el país.

Posteriormente se realiza una descripción detallada de la determinación de los parámetros referentes a los modelos ADZ-QUASAR y flujo a pistón, para los determinantes de interés. Así mismo, se describen los criterios seleccionados para la priorización municipal y a nivel de cuenca, para la aplicación de la metodología propuesta por Díaz-Granados *et al.* (2002). Por último, se mencionan las herramientas utilizadas para el desarrollo de la presente investigación, así como las limitaciones y las ventajas de esta metodología.

3.1 Información requerida

Este numeral describe la información base utilizada para el desarrollo adecuado del presente estudio. Esta información se ha recopilado como parte del presente proyecto y está conformada por diversas fuentes. Entre éstas se incluyen HydroSHEDS, DANE, SSPD, IDEAM, Giraldo (2004) y Álvarez (2007).

- **Mapas formato Raster**

La Tabla 3-1 presenta los productos referentes a los mapas en formato raster, que se emplearon para la elaboración de esta investigación. La información plasmada en esta tabla, se encuentra en el Anexo Digital y contiene las características originales de los productos, los cuales requieren de modificaciones de acuerdo a las necesidades que se presentan.

Tabla 3-1. Información de mapas raster

<i>Variable</i>	<i>Resolución en grados</i>	<i>Fuente</i>
<i>DEM [m.s.n.m]</i>	<i>0.004167</i>	<i>HydroSHEDS</i>
<i>Direcciones de flujo</i>	<i>0.004167</i>	<i>HydroSHEDS</i>
<i>Precipitación anual [mm]</i>	<i>0.0167</i>	<i>Álvarez (2007)</i>
<i>Radiación [W/m²]</i>	<i>0.017453292519943295</i>	<i>HIDROSIG</i>

- **Información demográfica y estadística**

La información demográfica corresponde a la cuantificación de habitantes por cabecera municipal, a partir de los registros reportados por el Departamento Nacional de Estadística (DANE). Se utilizan las proyecciones de población referentes a las cabeceras municipales, correspondientes al año 2020.

Por otra parte, se requiere información concerniente a parámetros sociales, económicos, administrativos y técnicos correspondientes a: Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI), Desempeño Integral Municipal (DIM), Cobertura de Acueducto (CAC), Cobertura de alcantarillado (CAL) e inventario de las plantas de tratamiento de agua potable (PTAP). Estos indicadores se obtienen a partir de información registrada por el DANE, el DNP, el Sistema Único de Información (SUI) y la SSPD. Se utilizará información del año 2009 para las coberturas de saneamiento, del año 2007 para DIM y del censo del año 2005 para el NBI.

- **Información de sistemas de tratamiento de agua residual municipal**

Es necesario contar con un inventario de plantas de aguas residuales municipales (STARM) actualizado, con el objetivo de plantear escenarios de saneamiento reales. Para esto se acudió a la SSPD, el cual cuenta con una base de datos actualizada para el año 2008, para los diferentes municipios del país (SSPD, 2009).

Inicialmente se propuso utilizar las remociones de las STARM de los diferentes municipios del país, reportadas por el SUI. Sin embargo al estudiar detalladamente esta información, se aprecia incoherencias y falencias en los registros. Estos valores son reemplazados por magnitudes convencionales (reportadas en la literatura), característicos de los sistemas en análisis.

- **Información de aforos**

Se acudieron a registros de aforo del IDEAM, suministrados por el Convenio Marco Interadministrativo de Investigación e Integración Académica No 085 de 2004 (UNAL-IDEAM) y a los resultados plasmados por Giraldo (2004). Estos registros son necesarios para establecer una relación geomorfológica, con el objeto de hallar la velocidad del flujo en cada punto del territorio.

3.2 Modelo Digital de Elevación (DEM)

Para cumplir a cabalidad con los objetivos planteados, se recurrió a productos que contenían información adecuada de la red de drenaje a nivel nacional, considerando una escala óptima para manejo de la información. En este estudio, se optó por la utilización de un modelo digital de elevación DEM, que consiste en la representación de una malla discreta, con las elevaciones promedio de cada recuadro de la topografía de cualquier superficie terrestre. Su selección está basada en la practicidad y en reducción de costos que éste representa en comparación con otras alternativas, como la cartografía tradicional.

Actualmente se cuentan con DEM's con resoluciones que varían de 1 ArcSec (aproximadamente 30m en el ecuador) a resoluciones menores como 5 min (aproximadamente 10km en el ecuador). Muchos de estos productos, son de libre acceso y pueden ser adquiridos a través de las páginas web de las agencias encargadas de su elaboración.

La selección de la resolución del DEM, está basada en la extensión de la zona de análisis, que para el presente estudio concierne al territorio nacional. Así mismo, se debe considerar que a mayor resolución mayor tiempo de procesamiento de los mapas y de modelamiento de la información. Inicialmente se preseleccionaron 3 tipos de DEM: 3 ArcSec, 15 ArcSec y 30 ArcSec. Se realizaron pruebas previas de procesamiento y se estudió el número de elementos de la red de drenaje con el fin de elegir una resolución adecuada para el propósito del presente estudio. Así mismo, se consideraron otros criterios como los expuestos por Paz *et al.* (2008), en el que existe sobreestimación de las longitudes de las corrientes, cuando el ancho de éstas, es mayor que el tamaño de celda, y una subestimación cuando la resolución no capte las curvaturas o meandros de las mismas.

Por las razones expuestas y luego de realizar diversas pruebas computacionales, se optó por la selección de un mapa con resolución de 15-segundos de arco (0.004167 grados o aproximadamente 500m en el ecuador), debido a que contaba con información adecuada para la extensión analizada.

3.2.1 Selección de HydroSHEDS, como Modelo Digital de Elevación (DEM)

El modelo digital de Elevación DEM seleccionado para la elaboración del presente estudio, corresponde al producto de HydroSHEDS (Hydrological data and maps on Shuttle Elevation Derivatives at multiple Scales), derivado de la STRM (Shuttle Radar Topography Mission) de 3 ArcSec. Este producto cuenta con DEM's de resoluciones de 3 ArcSec a 5 minutos, para todo el globo terrestre. La elección de éste radica en que se ha

realizado un procedimiento riguroso, en el acondicionamiento adecuado del DEM inicial, a una condición hidrológicamente correcta.

Es importante resaltar y comprender la construcción del DEM de HydroSHEDS, debido a que es la base de información que se utiliza para el desarrollo del presente estudio. Por esta razón en el Anexo A, se expone brevemente la metodología seguida por los autores en la elaboración de este producto. Si el lector se encuentra interesado en profundizar en la elaboración de HydroSHEDS, debe remitirse a Lehner *et al.* (2008).

- **Sistema de coordenadas**

El DEM de HydroSHEDS, empleado en el presente estudio, cuenta con coordenadas geográficas referenciadas al DATUM horizontal WGS84 (World Geodetic System-1984). Surgen ciertas dificultades en el manejo de mapas con coordenadas geográficas, debido a las dificultades en la medición de algunas propiedades espaciales (*e.g.* longitud, área). Por ende es perentorio proyectar el DEM a un sistema de coordenadas planas.

La proyección transforma las coordenadas esféricas a planas, distorsionando algunas propiedades espaciales. Este cambio garantiza que las propiedades espaciales sean constantes en las dos dimensiones. La proyección utilizada en este estudio, corresponde a la Transversa Mercator UTM (Universal Transversa de Mercator), con origen Bogotá, cuyas características se presentan a continuación:

Tabla 3-2. Características de UTM Bogotá

<i>ORIGEN</i>	<i>Coordenadas Geográficas</i>		<i>Coordenadas Planas</i>	
	<i>Latitud Origen</i>	<i>Longitud Origen</i>	<i>Origen Este</i>	<i>Origen Norte</i>
<i>Bogotá</i>	<i>4°35'56.57"N</i>	<i>74°04'51.30"W</i>	<i>1'000.000</i>	<i>1'000.000</i>

Cabe aclarar que los demás mapas utilizados en el presente estudio, manejarán el mismo sistema de coordenadas referenciados al origen descrito en la Tabla 3-2.

3.3 Estimación del caudal

Para la estimación del caudal a lo largo de las corrientes del país, se emplearon los resultados reportados en Álvarez (2007). Para esto se emplearon los campos de precipitación hallados a través del método de Kriging con deriva externa, y la evapotranspiración real se estimó con base en la metodología de TURC. Su selección está basada en los buenos ajustes obtenidos a partir de registros de caudal, en las estaciones mostradas en la Figura 2-5.

La resolución de los mapas de precipitación reportados por Álvarez (2007), no coinciden con la resolución del DEM seleccionado, implicando la necesidad de homogenizar el tamaño de celda a 15 ArcSec.

Con base en los campos de precipitación, se estiman los de evapotranspiración real, utilizando la ecuación de TURC, cuya expresión se presenta a continuación,

$$ETR = \begin{cases} \frac{P}{\sqrt{0.9 + \frac{P^2}{L^2}}} & \frac{P}{L} > 0.316 \\ P & \frac{P}{L} < 0.316 \end{cases} \quad (3.1)$$

Donde $L = 300 + 25T + 0.05^3$; y T es la temperatura media anual en Celsius. La temperatura a lo largo del territorio nacional, se estima a partir de la ecuación (2.62).

Una vez hallados los campos de precipitación y evapotranspiración real, se realiza un balance hidrológico de largo plazo y el valor se inserta como el peso de la celda, *i.e.* para cada celda se aplica la Ecuación (2.63) y el valor obtenido se asigna como el peso de la misma. Es decir que el almacenamiento en el suelo es despreciable con respecto a la evaporación, precipitación y escorrentía.

Adicionalmente, se consideran los caudales provenientes de los vertimientos municipales (Sección 3.4). El caudal de cada celda se acumula de acuerdo a la dirección de flujo y de esta manera se obtiene las magnitudes de caudal medio para las diferentes corrientes del país. Este proceso se puede ejecutar con ayuda de las herramientas hidrológicas, de los diferentes SIG's.

3.4 Estimación de las cargas contaminantes municipales

La estimación de los caudales y de las cargas contaminantes municipales, para los diferentes determinantes, se realiza con base en las cargas presuntivas, reportadas por diferentes fuentes. El reglamento RAS-2000 plantea unas magnitudes estándar de caudales y carga per-cápita para ciertos determinantes. Sin embargo, estudios posteriores han demostrado que en ocasiones estas magnitudes son sobreestimadas para Colombia, surgiendo la necesidad de emplear valores más coherentes con la situación nacional (EAAB-Uniandes, 2002).

- **Caudal de aguas residuales domésticas**

La contribución de los caudales domésticos, para las diferentes cabeceras municipales, se estima de acuerdo con la siguiente expresión,

$$Q = C \cdot Pob \cdot R \quad (3.2)$$

Donde *Pob* corresponde a la población proyectada por el DANE para el año 2020. Así mismo, y dependiendo del nivel de complejidad del municipio, se selecciona el coeficiente de retorno *R* y el consumo medio diario por habitante *C* reportado por el RAS-2000 y modificado por Uniandes-Minamb (2002).

Tabla 3-3. Consumo medio diario *C*. Tomado y modificado de Uniandes-Minamb (2002)

<i>Nivel de Complejidad</i>	<i>Población en la zona urbana (habitantes)</i>	<i>L/hab- día</i>
<i>Bajo</i>	<2500	100
<i>Medio</i>	2500-12500	120
<i>Medio Alto</i>	12500-60000	130
<i>Alto</i>	60000-500000	150
<i>Alto</i>	500000-1000000	170
<i>Alto</i>	1000000-3000000	185
<i>Alto</i>	Más de 3000000	200

Tabla 3-4. Coeficiente de retorno *R*. Tomado de RAS-2000.

<i>Nivel de Complejidad</i>	<i>Coeficiente de retorno</i>
<i>Bajo y medio</i>	0.7-0.8
<i>Medio alto y alto</i>	0.8-0.85

- **Estimación de cargas residuales domésticas**

Para la estimación de las cargas futuras se consideran los aportes per cápita, reportados por el RAS-2000 (Título E) y modificados, para ciertos determinantes, por Uniandes-Minamb (2002). De esta forma se utilizan los valores plasmados en la Tabla 3-5 y Tabla 3-6. Cabe aclarar que en el punto de vertimiento se realiza un balance de masa asumiendo el concepto de mezcla completa.

Tabla 3-5. DBO per cápita. Tomado de Uniandes-Minamb (2002)

<i>Población (#habitantes)</i>	<i>Carga de DBO [g/día·hab]</i>
<500000	50
500000-1000000	43
1000000-3000000	36
>3000000	30

Tabla 3-6. Aportes per cápita estándar, para aguas residuales domésticas. Tomado de RAS 2000

<i>Parámetro</i>	<i>Valor sugerido</i>
<i>Coliformes totales #/hab/día</i>	2×10^{11}
<i>Nitrogeno total Kjeldahl gN/hab/día</i>	12
<i>NH₃-N gN/hab/día</i>	8.4

Se consideran las remociones existentes para las diferentes STARM, que contengan información de este tipo y para las restantes se introducirán las magnitudes que reporta la literatura y la asesoría de expertos. Cabe anotar, que la SSPD cuenta únicamente con información referente a DBO, DQO y SST, resultado de los reportes de las diferentes entidades que administran estas estructuras.

- **Estimación de magnitudes de remoción de STARM y localización de vertimientos**

Para la obtención de las remociones y de la localización de los vertimientos, se acudió inicialmente al SUI, debido a que la Procuraduría General de la Nación solicitó a las Alcaldías municipales, consolidar en esta base de datos, la información referente a datos institucionales, técnicos y administrativos, correspondientes a prestación de servicios domiciliarios (Directiva 015 de 2005). Dentro de la información allí reportada, se encuentran los sistemas de tratamiento de los diversos municipios, los vertimientos, remociones y datos de calidad del efluente. Para la primera etapa, la SSPD, encargada de esta base de datos, ha procurado que las diferentes entidades reporten la información en el SUI, no obstante los registros no han sido depurados.

Un gran porcentaje de los datos reportados en el SUI no son coherentes y evidencian el desconocimiento del manejo de los sistemas por parte de los operarios. Así mismo, se reportan confusiones en la clasificación del tratamiento, y en la definición de la terminología común, *e.g.* es frecuente observar datos de carga como concentración y viceversa.

Debido las falencias expuestas, es necesario recurrir a los valores citados por la literatura, para la remoción de los sistemas de tratamiento. No obstante, estas magnitudes están sobrevaloradas debido a que la mayoría de los sistemas de tratamiento en el país, no cuentan con una operación adecuada. Bajo esta premisa, se recurrió a asesoría de expertos (Profesor Carlos Collazos), cuyo conocimiento y experiencia en el tema, permitieron la elaboración de la Tabla 3-7.

En cuanto a la localización geográfica de los vertimientos, se recurre a ubicación de los municipios y a partir del software HIDROSIG 4.0, se corrige su establecimiento de acuerdo a la corriente más cercana y a la dirección de flujo. En puntos donde se posea información de la corriente receptora y exista certidumbre de su ubicación en el DEM, se efectúa una corrección manual con el objeto de aproximarse a la situación real. Cabe anotar que en muchos casos es posible determinar el nombre de la corriente receptora, más sin embargo se dificulta su ubicación en el DEM.

Tabla 3-7. Remociones de las diferentes tecnologías de tratamiento de agua residual.

<i>SISTEMA</i>	<i>Remoción DBO Literatura %</i>	<i>Remoción DBO Seleccionada %</i>	<i>Remoción Coliformes Literatura %</i>	<i>Remoción Coliformes seleccionada %</i>
<i>Aireación extendida</i>	90	80	90-98	90
<i>Cloración</i>		70	99	95
<i>Filtro percolador</i>	80-90	80	90-95	90
<i>Filtro percolador mas coloración</i>	80-90	80	90-95	95
<i>Filtros biológicos</i>	80-90	80	90-95	90
<i>Laguna de estabilización</i>	90	80		90
<i>Lagunas de oxidación</i>	75-96	80	98-99	90
<i>Lagunas facultativas</i>	70	70	90-99	90
<i>Lodos activados</i>	90	80	90-98	90
<i>Planta Compacta</i>		80		90
<i>Reactor a pistón</i>		70		90
<i>Reactores anaerobios</i>		60		50
<i>Tratamiento preliminar</i>	7.5	7.5	15	15
<i>Tratamiento primario</i>	40	40	25	25
<i>Tratamiento primario avanzado</i>		50		50
<i>UASB</i>	70	70	90	90
<i>UASB+lagunas</i>		70		90
<i>Zanjones de oxidación</i>	90	80		90
<i>RAP</i>		70		90

3.5 Estimación de parámetros hidráulicos, hidrológicos y morfológicos para Colombia

- **Velocidad del flujo**

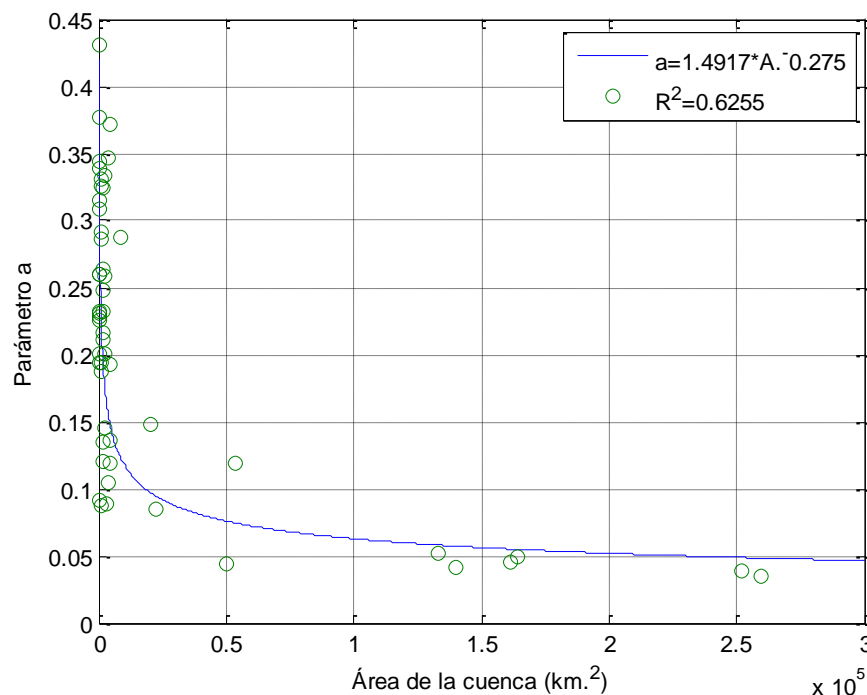
La velocidad de flujo se calcula de acuerdo a la ecuación (2.57), en donde $b=2/5$, resultado de una manipulación matemática de la ecuación de Manning. El parámetro a , se estima en función del área de la cuenca hasta el punto de interés; por lo que se hace necesario acudir aforos y hallar una relación para todo el país.

Para este propósito, se acude a información hidrométrica de 52 estaciones del IDEAM (disponibles de los estudios de Redondo (2011) y Giraldo (2004)), con diferente área de cuenca, con el propósito de estimar el parámetro a de la ecuación (2.57). Se procuró que las estaciones seleccionadas estuvieran distribuidas a lo largo del territorio nacional, con un rango amplio en las áreas de las cuencas asociadas (entre 262 a 259000 km²).

Posteriormente, se determina una relación entre el área de la cuenca de las diversas estaciones y el parámetro a . El resumen de las estaciones consideradas y la magnitud de a

para cada una, se encuentra plasmado en el Anexo D. Con base en los valores reportados este anexo, se construye una curva que relaciona la estimación del parámetro a en función del área de la cuenca, como se muestra en la Figura 3-1.

Figura 3-1. Parámetro a vs área de la cuenca



- **Velocidad del soluto**

Para la estimación de la velocidad del soluto, se recurre a la ecuación (2.59), en la cual se considera la velocidad del flujo afectado por el coeficiente efectivo de retraso β . Para esto se acude a la relación hallada en la Figura 3-1, y adicionalmente se seleccionan coeficientes efectivos de retraso β , de 1.1 y 2.0 para ríos de montaña y de planicie, respectivamente.

La suposición de β igual a 2.0, para ríos de planicie, resulta de las limitaciones del DEM en representar algunos fenómenos en este tipo de corrientes. Estos se refieren a los ríos meándricos y trenzados, y los efectos de las zonas de inundación, que conllevan a un mayor retraso en la velocidad del soluto, por efecto de las zonas muertas que pueden presentarse. Es necesario que estudios posteriores analicen este efecto en ríos de planicie colombianos, y cómo se podría estimar su magnitud de acuerdo a la resolución del DEM.

- **Profundidad media de la corriente**

La profundidad media se determina de acuerdo a la expresión hallada por Giraldo (2003; citado por Raciny, 2003) en función del caudal medio multianual (resultado del balance hídrico de largo plazo) y del área de la cuenca hasta el punto de interés, Ecuación (2.60).

- **Temperatura**

Para la estimación de la temperatura a lo largo del territorio nacional, se recurre a las ecuaciones halladas por Barco y Cuartas (1998; citado por Álvarez, 2007; Ecuación (2.62)). No se consideran las ecuaciones reportadas por Cenicafé, debido a que no se cuenta con las zonas delimitadas, para las cuales son válidas estas expresiones.

3.6 Metodología de modelación

En esta etapa se describen los métodos implementados para la estimación de las constantes de reacción, de los diferentes determinantes de calidad, y los procesos empleados para su correcta modelación.

Se incluyen elementos útiles, provenientes de diversas investigaciones realizadas por estudiantes de las universidades Nacional de Colombia y de los Andes (Bogotá D.C), producto de su tesis de maestría. Estos estudios incluyen básicamente nuevas metodologías propuestas para la estimación de los parámetros del modelo de calidad de agua y revisión y complementación de estudios previos.

3.6.1 Determinación de parámetros de calidad de agua y factores de asimilación

A continuación se describe la metodología implementada en la estimación del oxígeno de saturación y de diversos parámetros referentes a las tasas de reacción de los determinantes de calidad del agua citados.

- **Oxígeno de saturación**

Este determinante se estima de acuerdo la ecuación de la APHA (1992; citado por Chapra, 1997), descartando los efectos de salinidad (Ecuaciones (2.4), (2.5) y (2.6)). La temperatura se estima a partir de la ecuación propuesta por Barco y Cuartas (1998; citado por Álvarez, 2007; Ecuación (2.62)) y la elevación a partir del DEM de HydroSHEDS.

- **Tasa de Remoción de la DBO**

Para la estimación de esta tasa, se acude a la relación hallada por Hydrosience (1971; Ecuación (2.9)). Su utilización se emplea tanto para ríos de planicie como de montaña. La magnitud de la profundidad resulta de la relación hallada por Giraldo (2003; citado por Raciny, 2003), Ecuación (2.60).

- **Tasa de reacción de Nitrificación**

Contrario a la tasa de la DBO, la estimación de ésta se basa en la magnitud de la pendiente. Para ríos de montaña, su estimación se realiza a partir de las relaciones reportadas por Robles y Camacho (2005; Ecuación (2.17)). En cuanto a ríos de planicie, su magnitud se halla con base en la metodología propuesta por Bansal (1976; citado por Medina, 2009). Cabe recordar las limitaciones existentes, debido a que este último método no considera los procesos bioquímicos que suceden en las corrientes.

- **Tasa de decaimiento de Coliformes Totales (CT)**

La tasa de decaimiento para este determinante se estima con base en el decaimiento natural, la radiación y la sedimentación, Ecuación (2.18). Como fuente de información se requiere el uso del mapa de radiación neta de onda corta, que se obtiene a partir de la base de datos del HIDROSIG 3.0. Es necesario redimensionar el tamaño de la celda, con el fin de homogeneizarlo de acuerdo a la resolución del DEM.

Con el objetivo de simplificar las operaciones, se toman las siguientes consideraciones que optimizan la determinación de esta tasa de decaimiento:

- Se elimina el término de radiación de la ecuación (2.18), debido a que matemáticamente es despreciable, cuando la concentración de SST y la profundidad son considerables.
Es común contar con concentraciones de SST superiores a 70 mg/L en corrientes con caudales superiores a 80m³/s (*e.g.* Negro, Magdalena, Cauca). Así mismo, de acuerdo con la Ecuación (2.60) las profundidades medias, para este caudal, superan los 2.3m, para las diferentes áreas de cuenca asociadas. Con base en estos argumentos, el término de radiación resulta menor a 0.09d⁻¹. De esta forma, este término se considera despreciable para corrientes con caudales superiores a 80m³/s.
- Se desprecia la magnitud de la salinidad en las corrientes.
- Se asume una velocidad de sedimentación de 1 m/d, y una magnitud de 0.7 para la fracción de bacterias adherida a las partículas F_p .

- **Tasa de reaireación**

Para la determinación de este parámetro, se realiza una clasificación de acuerdo a la pendiente. Para ríos de montaña esta tasa se estima de acuerdo a la ecuación de disipación de energía de Tsivoglu y Neal, Ecuación (2.22). Por el contrario, para ríos de planicie este parámetro está basado en los modelos de renovación superficial, *i.e.* O'Connor Dobbins, Churchill y Owens y Gibbs, y otras formulaciones en función de las características hidráulicas del flujo.

3.6.2 Implementación del algoritmo de modelación de la calidad del agua

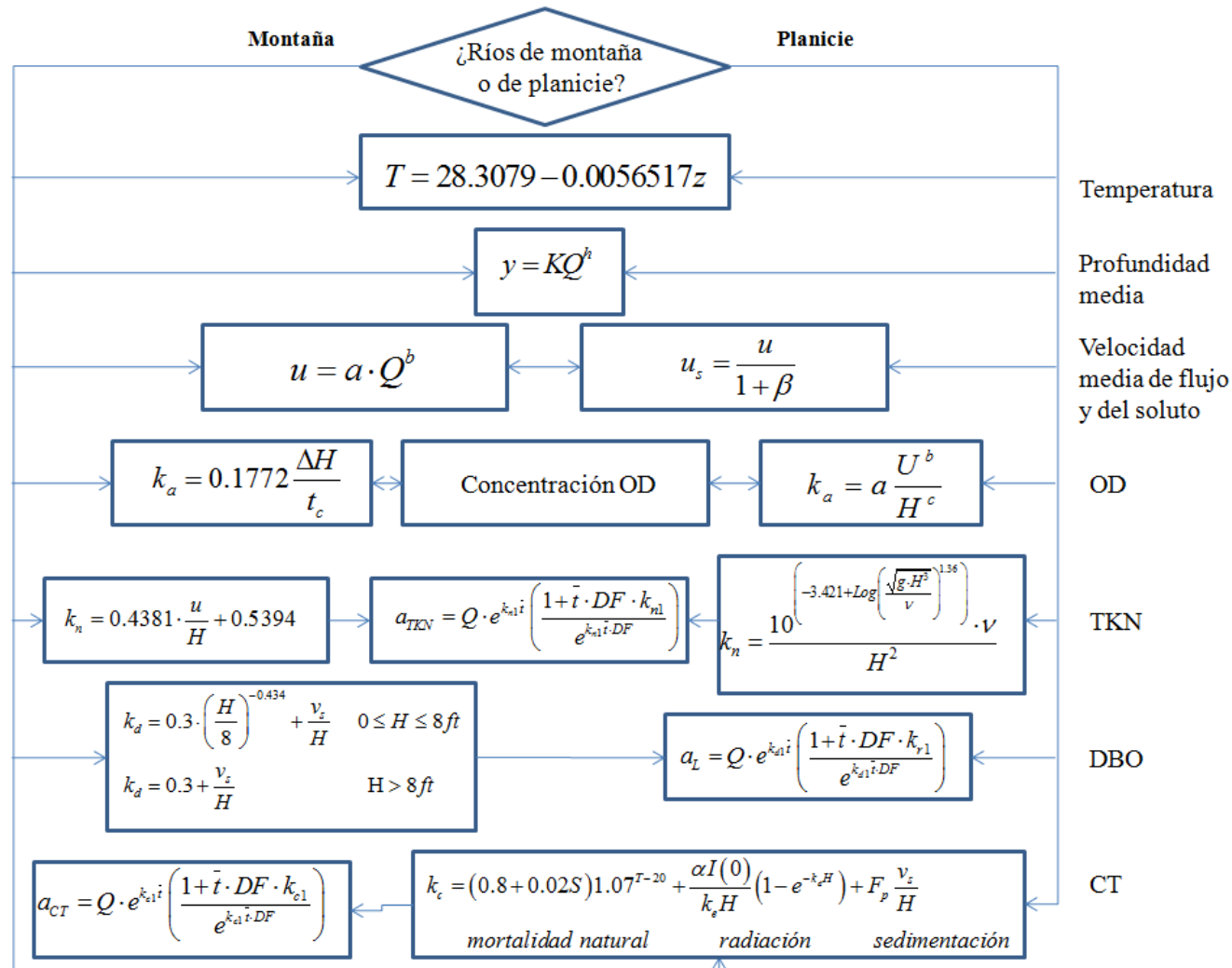
Esta etapa incluye la modelación de los factores de asimilación, para los determinantes DBO, CT, y NTK. Para cumplir con este objetivo, se utiliza la red de drenaje definida como los puntos cuyas celdas acumuladas son superiores a 100 (de acuerdo al documento técnico de HydroSHEDS), y se modelan los factores de asimilación considerando los parámetros hidráulicos, hidrológicos y morfológicos, así como las tasas de reacción de los diferentes determinantes. La Figura 3-2 muestra un resumen en forma de diagrama de flujo, de los pasos que se deben seguir para cumplir con los objetivos de la modelación.

Esta etapa incluye a su vez, el análisis y comparación de las cargas futuras con las cargas máximas permisibles, estimadas a partir de la modelación hídrica nacional.

Así mismo y con el propósito de cumplir con los objetivos del presente estudio, se reportan los puntos críticos, de acuerdo con los criterios de concentraciones permisibles, con el propósito de establecer los municipios que requieren implementación prioritaria de STARM.

Como productos adicionales se presentan los mapas de concentraciones para los determinantes de calidad oxígeno disuelto (OD) y coliformes totales (CT), usando para esto los modelos ADZ-QUASAR y flujo a pistón (FP). Para este propósito se emplea información de cargas presuntivas e inventario de STARM (con sus remociones respectivas) de acuerdo a los criterios expuestos con anterioridad.

Figura 3-2. Diagrama de flujo de modelación



3.7 Priorización municipal y de cuenca

La metodología propuesta sugiere la priorización con base en diferentes criterios además de los ambientales, en los que se centra el presente estudio. Es necesario involucrar aspectos sociales, económicos y técnicos para una correcta priorización en la inversión en STARM en Colombia. Para esto, se acude a un análisis multiobjetivo con el fin de priorizar adecuadamente los requerimientos de este tipo de infraestructura, recurriendo a la metodología propuesta por Díaz-Granados *et al.* (2002). La selección de esta metodología, está basada en que se ha empleado para este fin en el estudio de Uniandes-Minamb (2002) y ha reportado resultados coherentes.

La diversidad de criterios permite involucrar el estado actual de los municipios en torno a aspectos sociales, económicos y administrativos, y avalar la implementación o no de los sistemas de tratamiento. Algunos de éstos coinciden con el estudio de Díaz-Granados *et al.* (2002), y otros se ajustan de acuerdo a las necesidades actuales.

Así mismo, y siguiendo la metodología de Díaz-Granados *et al.* (2002) se realiza una priorización a nivel de cuenca, con el propósito de determinar las que requieren de intervención prioritaria.

La selección de los criterios de priorización, se presentan en el siguiente numeral.

3.7.1 Criterios para la priorización municipal

- **Población (POB):** Se refiere al número de habitantes de las cabeceras municipales para el año 2020, de acuerdo a las proyecciones reportadas por el DANE. Este criterio también es seleccionado por la metodología propuesta por Díaz-Granados *et al.* (2002), debido a que está asociado al potencial de vertimientos que pueden arrojarse al cuerpo receptor; y a que se puede ligar al estado económico de la población.
- **Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI):** Este criterio también es considerado en la metodología de Díaz-Granados *et al.* (2002) y se selecciona debido a que permite relacionar el grado de pobreza de una población, basado en indicadores de habitabilidad, acceso a servicios básicos, acceso a la educación y la capacidad económica de la población. La estimación de este criterio se basa en el censo efectuado en el año 2005 a lo largo del territorio nacional. Para una descripción más detallada el lector debe remitirse al Anexo B.
- **Cobertura de acueducto (CAC):** Al igual que la metodología original, tendrán mayor prelación los municipios con mayor nivel de cobertura de acueducto. Su

selección está basada en que los procesos de saneamiento deben seguir un orden lógico. No es coherente que municipios con un bajo nivel de cobertura, se les adjudique un sistema de tratamiento de agua residual.

- **Cobertura de alcantarillado (CAL):** Al igual que el criterio anterior, es necesario que el municipio cuente con un nivel de cobertura adecuada de alcantarillado, que permita conducir las aguas residuales del municipio a la futura planta de tratamiento.
- **Inventario de Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP):** Este criterio también fue considerado en la metodología original. Su selección está basada en las mismas razones expuestas en las coberturas de acueducto y alcantarillado.
- **Desempeño Integral de los Municipios (DIM):** Como complemento de la metodología de Díaz-Granados *et al.* (2002), se incluye este criterio de evaluación administrativa municipal, correspondiente al año 2007. En síntesis, este índice evalúa la gestión pública de los municipios, para la toma de decisiones de política pública y la asignación de recursos con base en los resultados y la problemática local (DNP, 2007 B).

Para su estimación se consideran el promedio de 4 componentes integrados de los municipios, correspondientes a: eficacia, eficiencia, cumplimiento de requisitos legales y gestión administrativa y fiscal. Si el lector está interesado en profundizar en este índice debe remitirse al Anexo C.

- **Población vulnerable (PVULN):** Este criterio calcula la población afectada, considerando que el vertimiento, en el municipio de interés, es el único responsable de la contaminación hídrica.

Siguiendo la metodología de Díaz-Granados *et al.* (2002), estos criterios pueden clasificarse en diferentes subgrupos,

- **De infraestructura y desarrollo:** NBI, CAC, CAL y PTAP.
- **Administrativos:** DIM y POB.
- **Salud pública y ambientales:** PVULN.

Posterior a la selección de criterios, se sigue la metodología de Díaz-Granados *et al.* (2002) descrita en el numeral 2.8. Como resultado final se reporta una lista de municipios en orden de prioridad, que requieren de STARM.

3.7.2 Criterios para la priorización de cuenca

Los criterios, el rango de operación y su estimación para la priorización de cuenca, se enumeran a continuación,

- **Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI):** Corresponde al promedio ponderado de acuerdo a la población de los municipios de la cuenca. Intervalo [0-100]
- **Cobertura de acueducto (CAC):** Corresponde al promedio ponderado de acuerdo a la población de los municipios de la cuenca. Intervalo [0-100].
- **Cobertura de alcantarillado (CAL):** Corresponde al promedio ponderado de acuerdo a la población de los municipios de la cuenca [0-100].
- **Porcentaje de Plantas de tratamiento de Agua potable (PTAP):** Corresponde al porcentaje de PTAP de los municipios de la cuenca. Intervalo [0-100].
- **Desempeño Integral Municipal (DIM):** Corresponde al promedio ponderado de acuerdo a la población de los municipios de la cuenca. Intervalo [0-100].
- **Población vulnerable (PVULN):** Corresponde a la población afectada, por causa de los vertimientos de los municipios de la cuenca.

La clasificación en subgrupos de los criterios de cuenca, es similar a los municipales.

3.8 Herramientas utilizadas para el desarrollo de la metodología

Para el desarrollo de adecuado de la metodología propuesta, se recurrió a herramientas computacionales adecuadas, que permitieran procesar, relacionar y manipular la totalidad de información correspondiente a datos espaciales.

En lo que respecta a la manipulación de la información espacial (base), se optó por el programa ARCGIS 9.3, el cual cuenta con una serie de complementos y herramientas que permiten procesar y organizar la información de acuerdo a las necesidades del usuario. Así mismo, la selección de este software está basada en la flexibilidad de la herramienta, su contorno amigable para el usuario y su gran capacidad para el manejo de información. Adicionalmente, cuenta con diferentes herramientas que permiten realizar un sinnúmero de tareas bajo el mismo entorno, y admite agregar complementos especializados, que permiten desarrollar actividades más complejas de acuerdo a los intereses del usuario.

En lo referente a este estudio, este software se empleó para el procesamiento de información espacial concerniente a datos geográficos, mapas de precipitación, evapotranspiración, relieve, direcciones de drenaje, áreas acumuladas, caudal, radiación neta de onda corta, temperatura y la localización de las cabeceras municipales. Algunas de las tareas ejecutadas en este software incluyen la definición y transformación del sistema geográfico, la homogenización en el tamaño de los píxeles de los mapas, desagregación de los mapas, cálculo de caudales, homogenización de unidades, desarrollo de operaciones

algebraicas entre mapas, conversión de formatos (*e.g.* Raster a vector), elaboración de la red de drenaje vectorizada y la correlación geográfica entre mapas.

La información espacial se puede relacionar entre sí y exportar a otros programas especiales de manejo de bases de datos o a hojas electrónicas, que facilitan el procesamiento de la información de forma más flexible.

La información extraída de ARCGIS 9.3, es procesada a través de una serie de algoritmos desarrollados en MATLAB® (versión R2009A), que permiten modelar las concentraciones de la red hídrica nacional y estimar los factores de asimilación para los diferentes determinantes seleccionados. Para el funcionamiento de estos algoritmos, se requiere que la información sea organizada de acuerdo al área acumulada en orden ascendente.

Con respecto a las especificaciones de hardware, se utilizó un equipo con procesador intel CORE i7 y 4GB en memoria RAM. El tiempo de modelación de cada escenario planteado, fue de aproximadamente 10 horas de duración.

3.9 Limitaciones y ventajas de la metodología

Es necesario que el lector comprenda las limitaciones de la metodología, con el objetivo de quien esté interesado en emplearla y/o complementarla, conozca sus restricciones y de esta forma pueda hacer buen uso de ésta. Así mismo es necesario reconocer las restricciones con el fin de que en un futuro puedan ser objeto de mitigación y/o corrección.

Las limitaciones surgen como resultado de las características de la información base, de las restricciones de hardware, de la carencia de métodos para la estimación de los parámetros a partir de relaciones geomorfológicas, hidráulicas e hidrológicas y de la carencia de información necesaria para la estimación adecuada de algunas características del modelo.

- **Limitaciones por la resolución de malla**

La mayoría de las limitaciones surgen como resultado de la resolución de la malla empleada (15Arcsec), que conlleva que algunas características que de las corrientes, sean anuladas como consecuencia del tamaño de la celda. A continuación se enumeran algunos de los efectos probables como resultado de la aplicación de esta malla,

- Pérdida en el detalle geométrico de los cauces. Los cauces son representados como líneas rectas, entre los centroides de las celdas. Estudios previos han estimado errores mayores del 30% en la longitud del cauce, cuando se utilizan DEM's. En algunas situaciones, las zonas de meandros subestiman las longitudes de los cauces, mientras que en franjas donde los corrientes poseen

un ancho mayor a la resolución de la celda, se sobreestima la longitud del mismo (Paz *et al.*, 2008).

- Estas limitaciones, implican a su vez, errores en la estimación del tiempo de viaje del soluto a lo largo de las corrientes. Se puede sobreestimar o subestimar su magnitud. Para el primer caso, el decaimiento del soluto se sobrestima, mientras que el segundo se subestima.
- Incertidumbre en la estimación de los parámetros. A pesar de la utilización del DEM de HydroSHEDS, se debe reconocer que se pueden presentar diferencias con respecto a la topografía real. Estas distorsiones podrían introducir incertidumbre en la estimación de algunos parámetros que son hallados a partir de esa información base (*e.g.* pendientes, constantes de reacción). Cabe anotar que algunos de los parámetros empleados en la metodología (*e.g.* velocidad, profundidad), fueron estimados con relaciones geomorfológicas, cuya magnitud en los coeficientes de determinación se encontraban alrededor de 0.7.
- Homogenización del tamaño de celda. Este proceso facilita las operaciones de la metodología, sin embargo el remuestreo conlleva a un aumento en la incertidumbre de los mapas (Álvarez, 2007). Esto a su vez, repercute en la estimación de algunos parámetros y en simplificaciones en la estimación de la precipitación, evapotranspiración y caudal de la red hídrica analizada.

- **Limitaciones de los vertimientos municipales**

Entre algunas de las limitaciones de este grupo se pueden citar la localización de los vertimientos municipales. A pesar que se ha realizado una ardua tarea en corregir la ubicación de estos vertimientos en la mayoría de los municipios (con base en reportes como el SUI, los planes de desarrollo municipales y los POT), se presentan vertimientos en los que es imposible establecer el cuerpo receptor en el DEM y otros en los que se carece de información de su localización. La corrección de la ubicación de los vertimientos con base en las direcciones de flujo y en la corriente más cercana, puede conllevar a una localización errónea de los mismos.

La metodología no contempla la posibilidad de que las cabeceras municipales se puedan ubicar dentro de dos cuencas diferentes, imposibilitando la existencia de dos o más vertimientos en cuerpos receptores pertenecientes a cuencas distintas.

Así mismo, esta metodología contempla únicamente cargas municipales puntuales, descartando otro tipo de vertimientos puntuales o difusos, *e.g.* industriales, agrícolas. Es necesario reconocer que esta limitación repercutirá en que las concentraciones modeladas difieran de las reales en ríos no dominados por las fuentes puntuales de contaminación.

En lo que respecta a la magnitud de los vertimientos municipales, se emplean cargas presuntivas, de acuerdo a características predefinidas de las poblaciones, como resultado de la carencia y baja calidad de la información que poseen las entidades encargadas de esta gestión (*e.g.* SSPD).

- **Limitaciones de la selección de los determinantes**

En lo que respecta a la selección de los determinantes modelados, se reconoce la no inclusión de todos los determinantes que un modelo de calidad requiere. Un ejemplo claro de esta limitación se refiere al caso del determinante OD. La literatura menciona que este determinante depende no solamente de los procesos de degradación de la materia orgánica, de reaeración y nitrificación, como se propuso para el presente estudio, sino también de otros determinantes adicionales (*e.g.* Nutrientes, Procesos de respiración y fotosíntesis de las plantas acuáticas, sedimentos en el lecho de las corrientes, entre otros).

Considerando las limitaciones expuestas, no resulta coherente una modelación detallada de los determinantes de calidad, en el que se involucren la mayor cantidad de procesos, teniendo como información base un DEM, cuyo tamaño de celda es de aproximadamente 500m. Así mismo el incrementar el detalle en la modelación, implica el requerimiento de un sinnúmero de relaciones que permitan estimar los parámetros necesarios para la simulación de los procesos. Sin embargo, para las condiciones colombianas o similares, las investigaciones en este ítem no han sido suficientes, por lo que se requeriría de suposiciones en las magnitudes de los parámetros del modelo, que podría conllevar a un mayor grado de incertidumbre.

La forma más efectiva y objetiva comprendería la calibración de los parámetros, que para este caso resultaría un proceso complejo, por la extensión que el territorio representa.

Otra de las limitaciones se refiere a la selección del determinante CT, que de acuerdo con la literatura, no son indicadores fiables, en cuanto a contaminación fecal se refiere. Este es un grupo abarca diversos microorganismos, que en muchas ocasiones no presentan riesgos para la salud, sobretodo en ambientes tropicales con grupos de bacterias que no causan problemas en la salud pública de la población (OMS, 2006). Sin embargo, su utilización está basado en que se ha estudiado la modelación de este determinante para ríos colombianos (Torres, 2009) y además existen relaciones que permiten estimar su coeficiente de decaimiento.

Podría emplearse otro determinante de mayor fiabilidad como lo son coliformes fecales, no obstante aun no existen estudios suficientes que permitan determinar las constantes de decaimiento para este determinante en ríos colombianos, a partir de relaciones geomorfológicas o hidroclimáticas.

- **Ventajas de la metodología**

A pesar de las limitaciones expuestas, la metodología propuesta posee cualidades que aprueban su uso como un sustento en la toma de decisiones a nivel de planeamiento y priorización. Esto evita subjetividad en las decisiones correspondientes a las inversiones en STARM.

De igual forma, esta metodología es posible implementarla en cualquier parte del globo terrestre, con la condición de poseer la información base para su utilización. Es una metodología útil para su aplicación en países en desarrollo, debido a que no cuentan con un superávit de recursos para la implementación de sistemas de tratamiento en todas las poblaciones.

Otra ventaja que posee esta metodología, hace referencia a la flexibilidad en su uso por cuanto es posible emplearla en cualquier territorio de interés, (*e.g.* cuencas). De acuerdo al tamaño del territorio de interés, a las capacidades del hardware y/o a las necesidades del modelador, se puede variar la resolución de estudio con el propósito de obtener una mayor aproximación a los trazados reales de las corrientes.

Así mismo, cabe destacar que resulta una metodología económica, debido a que gran parte de la información es de acceso libre. Además su implementación es simple debido a que requiere únicamente, de una gestión en la obtención de la información y un trabajo de oficina.

En lo referente a la metodología de Díaz-Granados *et al.* (2002), se considera bastante flexible, debido a que permite seleccionar los criterios de acuerdo a las necesidades del modelador.

Capítulo 4. Resultados y Análisis

En este capítulo se presentan los resultados y análisis correspondientes a la aplicación de la metodología propuesta en el Capítulo 3. Así mismo, se realiza un análisis matemático detallado de las ecuaciones correspondientes a los factores de asimilación y de su aplicación en la red hídrica nacional.

El capítulo está estructurado con base en la metodología propuesta. Como primera medida se muestra la modelación de la concentración de los diferentes determinantes seleccionados. Posteriormente, se hace un análisis detallado de los factores de asimilación incluyendo la elaboración de los mapas asociados para los diferentes determinantes de calidad propuestos. De igual forma, se incluye el planteamiento, modelación y evaluación de escenarios, y por último se presenta la priorización municipal y a nivel de cuenca de acuerdo a la aplicación del análisis multiobjetivo.

4.1 Comparación de la metodología expuesta con datos medidos en campo

En primera medida se realiza una breve comparación de la topografía y cartografía del río Bogotá, obtenida de los estudios de EEAB-Uniandes (2002) y EAAB-UNAL (2010), con el DEM de HydroSHEDS utilizado en el presente estudio. Esto permite analizar las diferencias que presenta el DEM, con respecto a la cartografía real y de esta manera conocer las limitaciones que pueden resultar de la utilización del DEM.

Inicialmente se realiza una comparación de los perfiles longitudinales obtenidos del río Bogotá, correspondientes a los estudios de EEAB-Uniandes (2002), Uniandes-Minamb (2002) y el DEM de HydroSHEDS, empleado en la presente investigación (Figura 4-1 y Figura 4-2).

Figura 4-1. Comparación perfiles longitudinales del río Bogotá para los estudios de Uniandes-Minamb (2002) y EEAB-Uniandes (2002). Tomado de Raciny (2003).

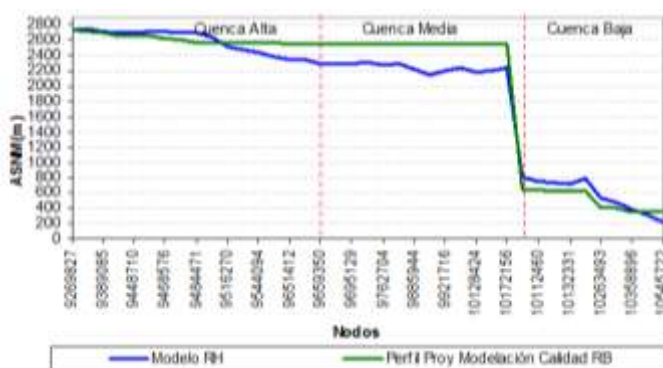
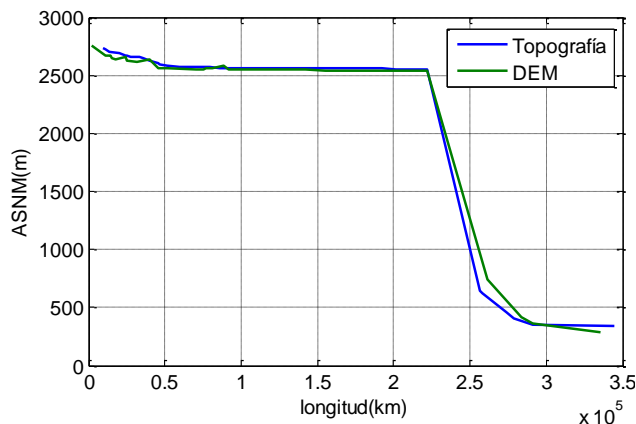


Figura 4-2. Comparación perfiles longitudinales del río Bogotá del estudio EAAB-Uniandes (2002) y el DEM empleado en el presente estudio.



De acuerdo con la Figura 4-1, se aprecia que el DEM utilizado por Uniandes-Minamb (2002), presenta notables diferencias en altitud, con respecto al reportado por EEAB-Uniandes-Minamb (2002), siendo mayor en la cuenca media (*i.e.* hasta 300m de diferencia). Nótese que las discrepancias disminuyen considerablemente con el DEM de HydroSHEDS, cuyas cotas se asemejan más a la topografía original (Figura 4-2). No obstante, se aprecian pequeñas diferencias de altitud en la cuenca alta, así como en el inicio de la cuenca baja de la corriente.

Continuando con el análisis de la topografía y el DEM de HydroSHEDS, la Figura 4-3 muestra la vista en planta de la cuenca del río Bogotá, con las corrientes definidas para zonas con más de 500 celdas acumuladas (cuadros de color verde), y el trazado real del río Bogotá, representado por la línea azul.

Figura 4-3. Vista en planta de la cuenca del río Bogotá.

En general la corriente definida por el DEM coincide con el trazado del Río, exceptuando algunos tramos. Es el caso enmarcado en el círculo rojo, en el que el DEM se desvía del trazado real, sin embargo aguas abajo corrige su rumbo nuevamente. También hay que destacar algunas zonas de meandros, en los que el DEM no los representa adecuadamente, debido al tamaño de celda empleado.

Con el propósito de evaluar las magnitudes de los parámetros, halladas a partir de la metodología propuesta, se hace una comparación con los resultados obtenidos por diferentes estudios de detalle. Para esto, se acude a modelaciones de calidad de agua realizadas en los ríos Cauca y Bogotá, haciendo una comparación entre las constantes de reacción referentes a la DBO (Martínez *et al.*, 2007 y EAAB-UNAL, 2010). En la Tabla 4-1 se presenta un resumen de las magnitudes para esta tasa de reacción obtenidas mediante calibración de datos y los estimados en la presente metodología.

Tabla 4-1. Comparación de la tasa k_d para los estudios de detalle y los de la metodología propuesta, para los ríos Bogotá y Cauca.

<i>Corriente</i>	<i>Tramos</i>	<i>Calibración</i>	<i>Metodología</i>
<i>Río Bogotá</i>	<i>Aguas Arriba Villapinzón-Puente Santander</i>	<i>0.4116</i>	<i>0.36-0.45</i>
	<i>Puente Santander-Descarga Bavaria</i>	<i>1.0371</i>	<i>0.33-0.37</i>
	<i>Termozipa-Vuelta Grande</i>	<i>0.2263</i>	<i>0.31-0.33</i>
	<i>Vuelta Grande-Mondoñedo</i>	<i>0.096</i>	<i>0.27-0.30</i>
	<i>Mondoñedo-Puente SalsiPuedes</i>	<i>0.1002</i>	<i>0.27-0.46</i>
<i>Río Cauca</i>	<i>Ancaro-La Balsa</i>	<i>0.10-2.30</i>	<i>0.341-0.347</i>

La tabla anterior muestra que en general, existe una aceptable correspondencia para los datos obtenidos mediante la metodología propuesta, en comparación con los hallados a partir de la calibración de datos tomados en campo. Nótese que para el tramo entre el municipio de Villapinzón y la estación Puente Santander (Río Bogotá), existe una buena correspondencia entre las magnitudes para los dos casos evaluados. De igual forma, se evidencia que los rangos obtenidos para el río Cauca, están enmarcados en los obtenidos para el presente estudio.

Aunque existen algunas discrepancias de las magnitudes de los parámetros, para algunos tramos de río, se puede concluir que los valores no son tan disímiles, teniendo en cuenta que la metodología propuesta estima estos valores con base en una serie con aproximaciones.

4.2 Concentraciones en la red hídrica nacional

Previo al análisis por factores de asimilación, se efectúa la modelación de los determinantes OD, CT, DBO y NTK, con el fin de establecer los puntos en los que existe conflicto uso-calidad de acuerdo a los límites permisibles reportados por la normatividad vigente (Decreto 1594 de 1984). Cabe anotar que este estudio está enfocado en establecer los puntos críticos que requieren de tratamiento prioritario para garantizar el abastecimiento de agua potable aguas abajo de los vertimientos, por lo que no se contemplan todos los usos que el decreto menciona (e.g. recreación primaria y secundaria, agrícola).

El Capítulo IV del Decreto en mención, señala los criterios de calidad admisibles para las diferentes destinaciones. Es de recalcar que el único determinante seleccionado en este estudio, y que a su vez es común denominador como criterio de destinación para los diferentes usos de acuerdo al decreto, corresponde a CT. El OD es limitante para los usos de preservación de flora-fauna, en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas o estuarias y como un porcentaje del oxígeno de saturación para recreación secundaria.

En lo que respecta a los otros determinantes seleccionados, el decreto no los considera como limitantes en la destinación adecuada del recurso. No obstante, en la sección de normas de vertimiento, se exige una remoción de DBO del 80% y 30% para usuarios nuevos y existentes, respectivamente. Sin embargo, esta normatividad es infringida por un sinnúmero de municipios, debido a que aproximadamente el 70% de los vertimientos urbanos carecen de un sistema de tratamiento (SSPD, 2009).

En lo referente al uso para potabilización, el único determinante con el que es posible evaluar la vulnerabilidad de las corrientes concierne a CT. De acuerdo con el Decreto 1594 de 1984, se requiere una concentración inferior a 20000 NMP/100ml para este uso. El estudio de Uniandes-Minamb (2002), seleccionó este determinante como criterio técnico-ambiental para la priorización municipal, encontrando que la concentración para este determinante, compromete seriamente el abastecimiento de las poblaciones a nivel nacional. En lo referente a la concentración de OD, el estudio en mención no encontró un problema generalizado sino puntual, por lo que no se seleccionó como criterio de priorización.

Con el fin de seleccionar el determinante crítico y comprobar las similitudes con el estudio de Uniandes-Minamb (2002), se modelaron los determinantes de CT y OD, utilizando los modelos ADZ-QUASAR y flujo a pistón (FP), proyectados para el periodo de interés (2020). Como en esta ocasión se considera un determinante adicional (NTK), la utilización de otros modelos y además los parámetros son estimados a partir de relaciones geomorfológicas, existe la posibilidad que los resultados no coincidan con el estudio en mención. La selección de este determinante se utilizará como criterio para la priorización municipal, utilizando para ésto el concepto de factor de asimilación.

Se plantearon dos escenarios iniciales, correspondientes a la modelación de las concentraciones de CT y OD. El primero se basa en la hipótesis de la carencia de STARM, en tanto el segundo contempla la inclusión de la infraestructura actual con sus limitaciones, *i.e.* sistemas fuera de servicio y consideración de la capacidad actual de las plantas para el tratamiento de aguas residuales municipales. Esto con el objeto de identificar el determinante crítico, en el que hay que centrar total atención para la priorización.

4.2.1 Escenario 1: Escenario sin STARM

Este escenario corresponde a la modelación de los determinantes CT y OD, para el caso hipotético en el que no se considera sistema de tratamiento alguno, en los diferentes municipios del país. Este escenario se constituye como base para la comparación de los escenarios restantes, permitiendo evaluar y comparar el impacto que genera la implementación de sistemas de tratamiento, de acuerdo con los escenarios propuestos.

Cabe recordar que la modelación de OD, involucra los determinantes DBO y NTK de acuerdo a las ecuaciones (2.40) y (2.52).

De acuerdo a las suposiciones expuestas, se elaboran los mapas de las concentraciones correspondientes a los determinantes CT y OD para los modelos de FP y ADZ-QUASAR. Estos mapas se pueden apreciar en la Figura 4-4 y la Figura 4-5.

4.2.2 Escenario 2: Con infraestructura de STARM, año 2008

Este escenario contempla la modelación de las concentraciones de CT y OD proyectadas al año 2020, para la condición de infraestructura de saneamiento que reporta la SSPD para el año 2008. Se consideró la capacidad de tratamiento que tenían los sistemas para ese entonces y las remociones reportadas en la Tabla 3-7, correspondientes a las columnas de remociones seleccionadas.

La selección de este escenario está basado en evaluar si la infraestructura del año 2008 es suficiente para remover y garantizar las magnitudes de concentración (proyectadas al año 2020), que permitan la potabilización como uso predominante.

Los mapas de los determinantes CT y OD para este escenario, se ilustran en la Figura 4-4 y en la Figura 4-5.

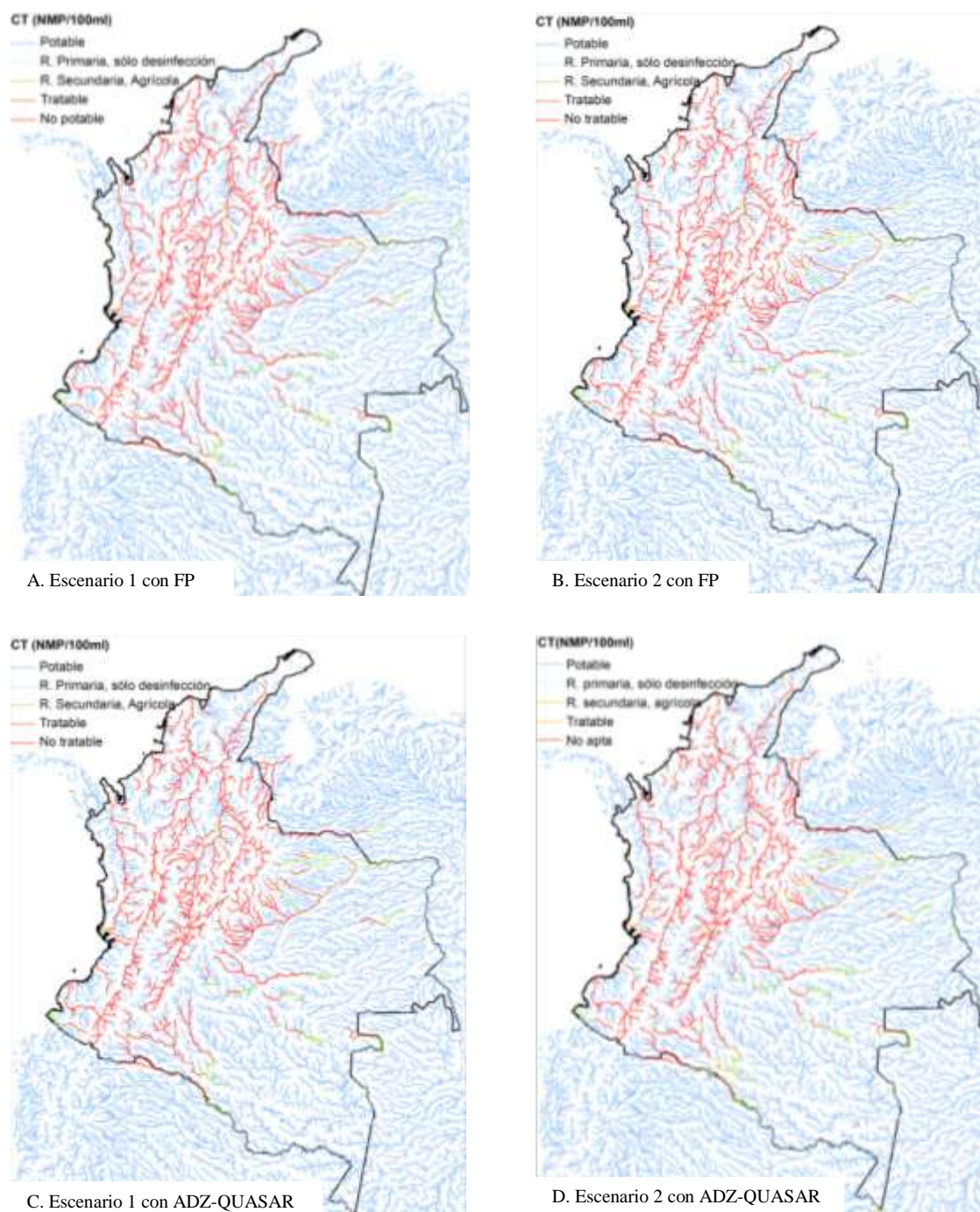
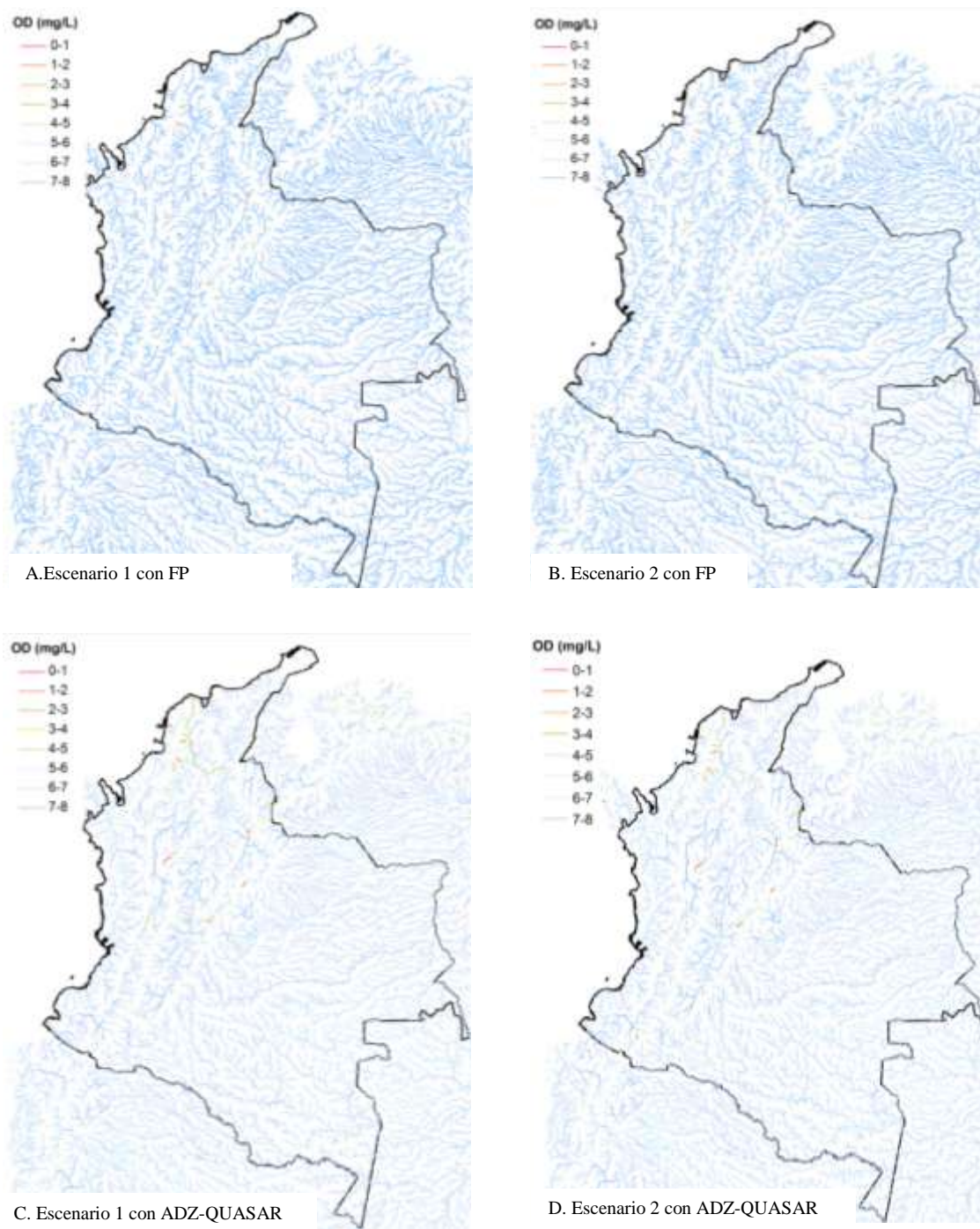
Figura 4-4. Concentración de CT de la red hídrica nacional, modelada a partir de FP y ADZ-QUASAR

Figura 4-5. Concentración de OD de la red hídrica nacional, modelada a partir de FP y ADZ-QUASAR

4.3 Resultados y análisis de la modelación de la red hídrica nacional

- **Coliformes totales (CT)**

La modelación realizada para este determinante, indica un detrimento significativo de la calidad del agua, en el que presentan un sinnúmero de tramos con concentraciones superiores a 20000 NMP/100ml, para los dos escenarios planteados. De acuerdo con la normatividad Colombiana, se encuentra comprometido el abastecimiento de agua potable en muchos de municipios del país, debido a que se incumplen los requisitos mínimos legales para su tratamiento (Decreto 1594 de 1994). Estos resultados corroboran los hallados por Uniandes-Minamb (2002), en los que para el año 2011, la concentración de CT es superior al límite máximo para potabilización, para muchas corrientes del país.

Así mismo, los resultados evidencian que algunos ríos con caudal considerable, no aseguran concentraciones aptas para potabilización (*e.g.* Magdalena y Cauca). Las altas concentraciones en estos ríos son producto de los vertimientos de las cabeceras municipales que se ubican en zonas adyacentes a éstos. Los resultados son compatibles con otros estudios como el de Camacho *et al.* (2006), en el que se concluye que el río Magdalena, en el tramo Girardot-Honda, supera ampliamente la concentración de uso de agua para riego. Contrario a otros determinantes, en los que el río presenta una gran asimilación por su caudal y sus características biológicas y fisicoquímicas.

En lo que concierne al análisis entre modelos y escenarios planteados, la escala de los mapas (Figura 4-4) (1:7'500.000), no permite diferenciar claramente el impacto que tienen los sistemas de tratamiento hídrico en las corrientes. Es necesario evaluar con detalle para distinguir las diferencias entre los mismos. La Tabla 4-2 resume la información de la longitud de tramos de la red hídrica nacional, con concentraciones de CT superiores a 20000 NMP/100ml, para el periodo proyectado.

Tabla 4-2. Resumen de concentración de CT para los escenarios planteados.

<i>Modelo</i>	<i>Flujo a pistón</i>		<i>ADZ-QUASAR</i>	
<i>Condición</i>	<i>Longitud Crítica (km)</i>	<i>% de reducción respecto al escenario 1</i>	<i>Longitud crítica (km)</i>	<i>% de reducción respecto al escenario 1</i>
<i>Escenario1</i>	25162.18		22339.53	
<i>Escenario 2</i>	24317.85	3.36%	21235.55	4.42%

A partir de los resultados mostrados en la Tabla 4-2, se evidencia que la longitud de tramos, con concentraciones superiores a la máxima permisible, es mayor para el modelo FP que para el modelo ADZ-QUASAR. Esto es coherente con las suposiciones de estos modelos, en los que el primero, considera únicamente advección y un decaimiento de primer orden,

mientras que el segundo, además de advección y decaimiento, contempla otros fenómenos de transporte que son explicados por las zonas muertas.

Así mismo, se puede apreciar de la Tabla 4-2, que pese a que se reducen las longitudes de los tramos críticos para el escenario 2 (*i.e.* 844.33 km y 986.98 km para *FP* y *ADZ-QUASAR*, respectivamente), la reducción no resulta significativa. La infraestructura actual no cuenta con la capacidad adecuada para reducir la vulnerabilidad de abastecimiento para el año 2020. Resulta interesante modelar la condición de optimización de la infraestructura actual, con el fin de analizar si esta solución es adecuada y permite reducir el problema de vulnerabilidad de forma considerable.

Es necesario elegir un escenario óptimo, buscando una configuración adecuada, de tal forma que exista una reducción significativa en las concentraciones para el determinante CT. Esta configuración deberá abarcar la inclusión de otros municipios y la optimización de los sistemas ya existentes y/o buscando otras metodologías distintas a las convencionales.

Los argumentos expuestos, reflejan la necesidad de implementar STARM de forma estratégica, con el propósito de prevenir futuros problemas en salud pública en diversas poblaciones del país.

- **Oxígeno Disuelto (OD)**

De acuerdo a la Figura 4-5 se puede analizar que en general, la concentración de OD, para los dos modelos implementados, no presenta deficiencias significativas para ninguno de los escenarios propuestos. Por el contrario, se destaca que la mayoría de los tramos analizados presentan concentraciones superiores a 6.0mg/L O₂. No obstante, se presentan casos aislados cuyos tramos alcanzan bajas concentraciones de OD, por causa de vertimientos domésticos de algunos municipios.

Los municipios responsables de este descenso, en general, corresponden a cabeceras de gran tamaño. Entre éstos se pueden citar a Bogotá, Medellín, Tunja, Bucaramanga, Pasto, Sincelejo y Cúcuta. Cabe destacar la responsabilidad de otros municipios más pequeños ubicados en la región Caribe, cuyas cargas vertidas son causantes de los bajos niveles de OD, en las corrientes de pequeño tamaño.

Los resultados plasmados en el presente estudio, resultan coherentes con los reportados por Uniandes-Minamb (2002). Para ese estudio se concluyó, que el problema para este determinante, se podría resolver mediante la implementación de sistemas de tratamiento secundario, en algunos municipios del país.

Sin embargo, es preciso estudiar detalladamente las causas de los descensos en las concentraciones, y las cabeceras causantes de los bajos niveles de concentración para este determinante. Es el caso del Río Medellín, en el cual la simulación de los dos modelos, reflejó una concentración inferior a 1mg O₂/L, debido al vertimiento concentrado de los municipios de Medellín, Itagüí, Envigado, Bello, Sabaneta, Copacabana, La Estrella, Girardota; y de otros municipios como Barbosa. Con seguridad, se podría argumentar que debido a la conurbación que presenta esta zona, el vertimiento concentrado de la zona Metropolitana de Medellín requiere de una intervención prioritaria. No obstante no es posible determinar si los otros municipios que vierten a esta corriente demandan igualmente de un sistema de saneamiento.

4.4 Factores de dilución y asimilación

Previo a la aplicación de los factores de asimilación, el autor considera necesario hacer un análisis de las ecuaciones que los describen, con el objetivo que el lector comprenda el comportamiento matemático de las mismas.

En primera instancia, es necesario recordar que la magnitud del tiempo residencia TR corresponde a la diferencia entre el tiempo medio de viaje y el de arribo, *i.e.* $TR = \bar{t} - \tau$. Así mismo, esta diferencia de acuerdo a la ecuación (2.31), se puede expresar como el producto de $\bar{t} \cdot DF$. Igualando estas ecuaciones es fácil demostrar que TR se puede expresar como:

$$TR = \bar{t} \cdot DF \quad (4.1)$$

Reemplazando la ecuación (4.1) en las ecuaciones (2.54) a (2.56) y adicionalmente realizando una manipulación algebraica de estas ecuaciones, los factores de asimilación se pueden expresar como se muestra a continuación,

$$a_L = Q \cdot e^{k_{d1}\bar{t}} \left(\frac{1 + \bar{t} \cdot DF \cdot (k_{d1} + k_s)}{e^{k_{d1}\bar{t} \cdot DF}} \right) \text{ DBO} \quad (4.2)$$

$$a_{NTK} = Q \cdot e^{k_{n1}\bar{t}} \left(\frac{1 + \bar{t} \cdot DF \cdot k_{n1}}{e^{k_{n1}\bar{t} \cdot DF}} \right) \text{ NTK} \quad (4.3)$$

$$a_{CT} = Q \cdot e^{k_{c1}\bar{t}} \left(\frac{1 + \bar{t} \cdot DF \cdot k_{c1}}{e^{k_{c1}\bar{t} \cdot DF}} \right) \text{ CT} \quad (4.4)$$

De las anteriores expresiones se puede evidenciar que la magnitud del factor de asimilación, para cualquier determinante x , se puede expresar como el producto entre el caudal Q y un factor F_1 , es decir,

$$a_x = Q \cdot F_1 \quad (4.5)$$

Donde F_1 es un factor, cuya expresión resulta,

$$F_1 = e^{k_x \bar{t}} \left(\frac{1 + \bar{t} \cdot DF \cdot k_x}{e^{\bar{t} \cdot DF \cdot k_x}} \right) \quad (4.6)$$

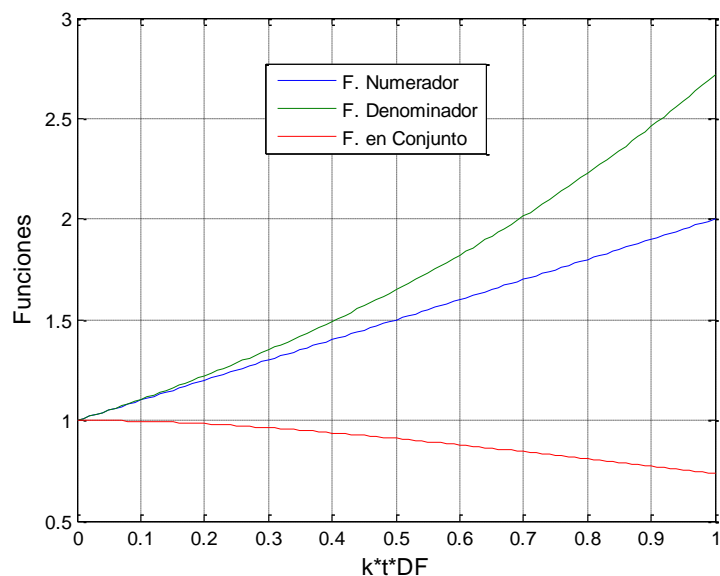
Nótese que el factor F_1 , es una expresión que depende de los parámetros que describen los fenómenos de transporte y la degradación de la sustancia en la corriente.

Para conocer el intervalo en el que es posible hallar la magnitud de F_1 , es necesario evaluar los rangos de los parámetros y de las funciones que involucran esta ecuación (Tabla 4-3).

Tabla 4-3. Intervalos de la ecuación (4.6)

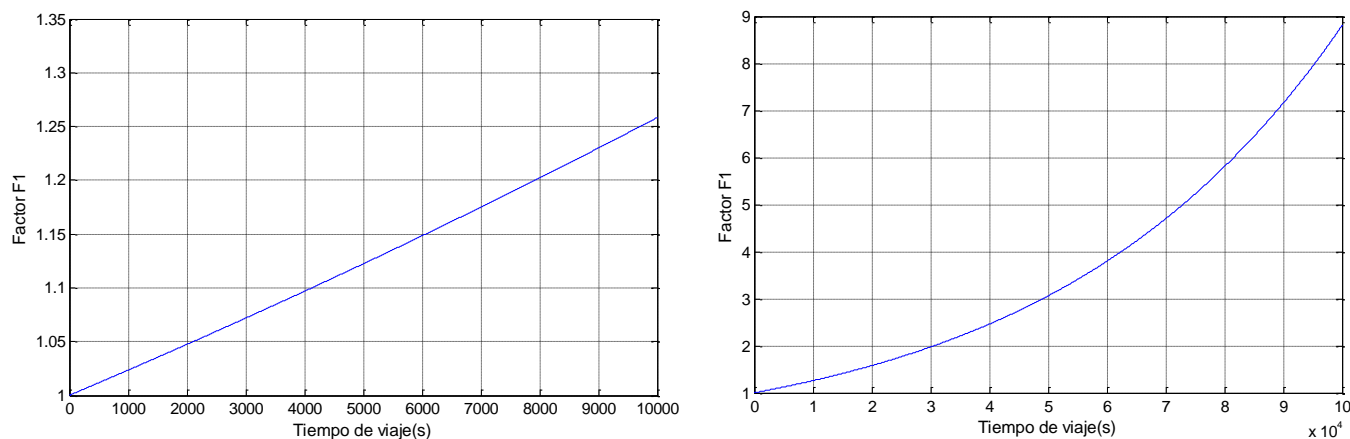
<i>Expresión</i>	<i>Rango</i>
\bar{t}	Números reales positivos
k_x	Números reales positivos
DF	[0 1]
$\bar{t} \cdot DF \cdot k_x$	Números reales positivos
$e^{k_x \bar{t}}$	Números reales positivos mayores a 1
$1 + \bar{t} \cdot DF \cdot k_x$	Números reales positivos mayores a uno
$e^{\bar{t} \cdot DF \cdot k_x}$	Números reales positivos mayores a uno

De acuerdo a la Tabla 4-3, es posible determinar el comportamiento matemático de la expresión del paréntesis, de la ecuación (4.6). Nótese que la expresión del denominador, corresponde a una función exponencial, mientras que la del numerador es una línea recta con corte en uno (1.0) en el eje de las abscisas. En la siguiente figura, se ilustran las funciones del paréntesis, con el objeto de visualizar el comportamiento matemático de las mismas.

Figura 4-6. Comportamiento del término dentro del paréntesis de los factores de asimilación

Con base en la figura anterior, se puede observar que la función del denominador crece a una tasa mayor que la función del numerador, por lo que el rango de la función en conjunto, corresponde al intervalo $(0-1]$ (línea de color rojo). La función dentro del paréntesis tenderá a disminuir la magnitud del factor de asimilación, por lo que la función exponencial (por fuera del paréntesis) tendrá que compensar esta reducción.

Para comprender con mayor exactitud el comportamiento matemático del factor F_I , se proponen valores para los parámetros de la ecuación (4.6) y se grafica en función del tiempo de viaje (Figura 4-7). Se seleccionó una velocidad del soluto de 2m/s, una constante de decaimiento de $2d^{-1}$ y $DF=0.27$, característico de ríos de montaña.

Figura 4-7. Comportamiento del factor F_I en función del tiempo de viaje.

De la Figura 4-7, se puede deducir que para pequeños tiempos de viaje, el comportamiento de F_I , se asemeja a una línea recta y su magnitud es muy cercana a uno (1.0). No obstante, F_I aumenta considerablemente, para tiempos de viaje mayores.

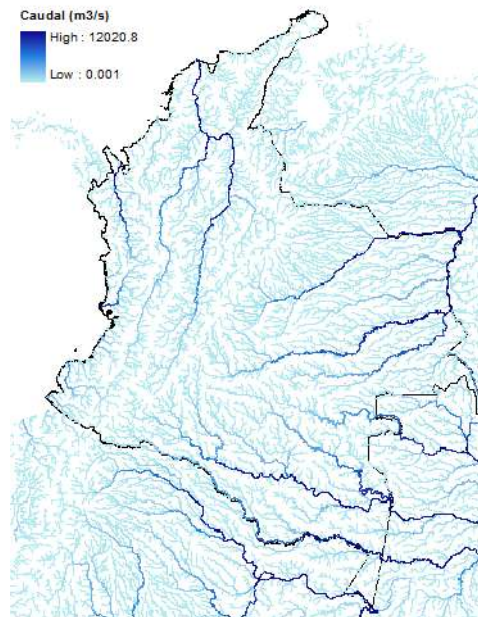
4.4.1 Mapa de factor de dilución

Con base en la ecuación (4.5) y de acuerdo al análisis expuesto en el numeral anterior, se puede observar que el factor F_I tiende a uno (1.0) para pequeños tiempos de viaje. De esta forma el factor de asimilación del determinante x (a_x), se asemeja a la magnitud del caudal por lo que sería comparable con un factor de dilución.

De esta forma, el factor de dilución se definirá como los procesos de asimilación de la sustancia, considerando únicamente los efectos de dilución, *i.e.* una sustancia conservativa, cuya reducción en concentración es causada únicamente por un aumento en el caudal. Cabe anotar que los procesos biológicos y/o fisicoquímicos y de transporte que caracterizan la corriente, se consideran nulos para este caso.

En conclusión el factor de dilución para cualquier determinante, responderá a la expresión $a_x=Q$, y su mapa de asimilación corresponderá al caudal de las corrientes. A continuación se reporta el mapa de factores de dilución para la red hídrica nacional.

Figura 4-8. Caudales de la red hídrica nacional



De acuerdo a la Figura 4-8, es coherente anotar que los ríos de caudal considerable son los que mayor factor de dilución poseen. Así mismo cabe destacar, que la mayoría de estas

corrientes se localizan en la región de la Amazonía y Orinoquía, mientras que las zonas Andina y Caribe cuentan con un gran número de corrientes, cuyos factores de dilución se consideran bajos.

4.4.2 Mapas de factores de asimilación

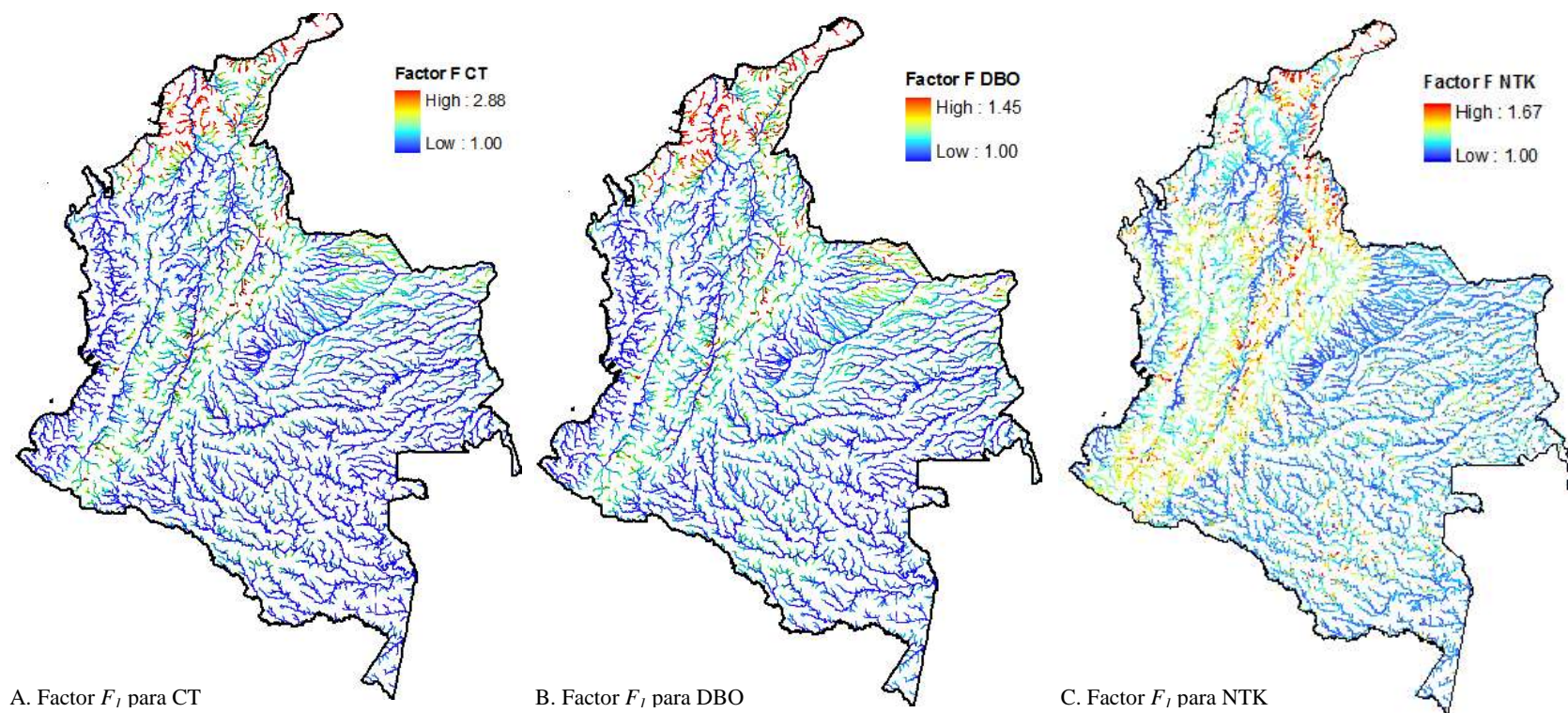
Para la elaboración de los mapas de los factores de asimilación, se consideran los procesos de reacción y de transporte que acontecen en las corrientes, involucrando todos los parámetros concernientes a las Ecuaciones (4.2) a (4.4).

Previamente a la presentación y análisis de los mapas de factores de asimilación, para los determinantes seleccionados, resulta interesante estudiar los valores de F_I para toda la red hídrica nacional (Ecuación (4.6)). La representación de los valores F_I para los determinantes seleccionados, se puede apreciar en la Figura 4-9.

De los mapas de los factores F_I (Figura 4-9), se evidencia que el rango de éstos no es amplio, con valores hasta de 2.9 (para el caso de CT). La razón corresponde a que se consideran tramos de corrientes entre celdas contiguas, debido a que los parámetros y en particular el caudal, difiere entre celdas. Este corta longitud de tramo conlleva a pequeños tiempos de viaje del soluto y por ende bajas magnitudes en los factores F_I (Figura 4-7).

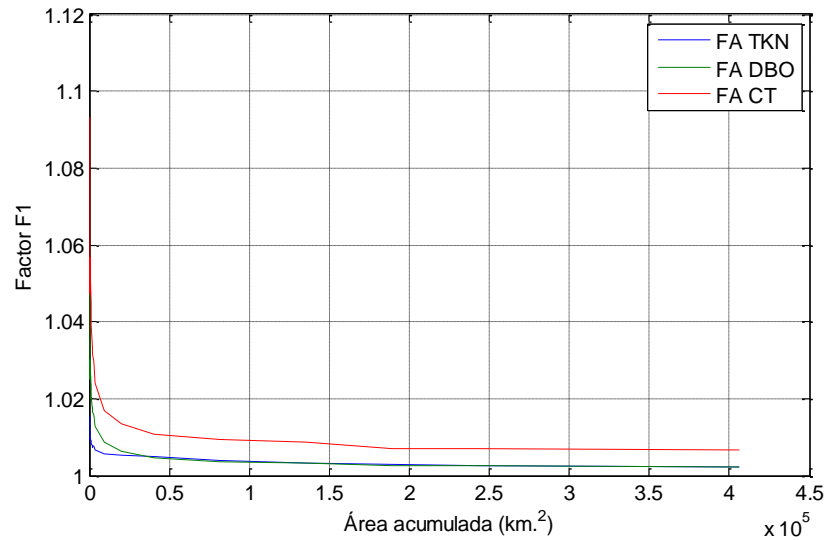
En lo que hace referencia a la descripción de los mapas, se observa que una porción de la región Caribe, cuenta con valores superiores para los determinantes seleccionados. Esto es producto de la baja disponibilidad hídrica que presentan estas zonas y que conlleva a que las magnitudes de caudal y de velocidades sean bajas (Ecuación (2.57)). Esto a su vez implica altas magnitudes en los tiempos de viaje y en los factores F_I (Ecuación (4.6)).

Así mismo, de la Figura 4-9 se puede apreciar que la magnitud de F_I , en las corrientes de las cordilleras (representados en su mayoría por el color azul claro), presentan en general, una magnitud considerable, mientras que en las zonas de planicie, los factores tienden a uno (1.0). Lo que indica que los procesos de transporte y de degradación del soluto tienden a ser más representativos en los ríos de montaña que en los de planicie.

Figura 4-9. Mapas de los factores F_I , para los determinantes CT, DBO y NTK

Por las razones expuestas, se realiza un análisis los factores F_I , para los diferentes determinantes de calidad, en función del área de la cuenca. Para esto se determinan rangos de cuenca y se halla el promedio de los factores para cada rango propuesto. Los resultados de este análisis se plasman en la siguiente figura,

Figura 4-10. Factor F_I vs. Área acumulada



De la Figura 4-10, se evidencia un comportamiento inversamente proporcional de estos factores con respecto al área acumulada de la cuenca, hasta el punto de interés. Nótese además, que las magnitudes de los factores F_I , son generalmente superiores para el determinante CT, que para DBO y/o NTK. Los valores de estos dos últimos, son relativamente similares para el rango de áreas seleccionadas.

Así mismo, de la Figura 4-10 es posible analizar el comportamiento matemático de los factores. Las curvas indican que los ríos con menor área acumulada, generalmente poseen un factor F_I mayor a los ríos con áreas acumuladas superiores. Haciendo un símil con la Figura 4-9, es razonable anotar, que las altas magnitudes de los factores considerados, se deben gracias a la existencia de los ríos de montaña, que generalmente poseen un área acumulada menor que los de planicie. De esta forma se puede concluir que la asimilación de los ríos de montaña está representada en una buena proporción por el factor F_I , mientras que para los ríos de planicie, ésta se encuentra influenciada por la magnitud del caudal.

Posteriormente al análisis de los factores F_I , se procede a elaborar los mapas de los factores asimilación, cuyo comportamiento matemático está representado por las ecuaciones (4.2) a (4.4). A continuación, se ilustran los mapas de factores de asimilación correspondientes a los determinantes referentes a CT, DBO y NTK, estimando su logaritmo en base 10, con el objeto de disminuir el rango de variación de los datos (Figura 4-11).

Con base en la Figura 4-11, se observa claramente que los factores de asimilación para los determinantes seleccionados, están altamente influenciados por la magnitud del caudal de las corrientes. Se observa que los grandes ríos (*i.e.* Magdalena, Cauca, Caquetá, Meta), se caracterizan por su alta asimilación.

En lo que corresponde al análisis de los mapas por regiones, se destaca una amplia zona de la región caribe, cuyos factores de asimilación poseen una magnitud inferior (*i.e.* La Guajira, Atlántico). A pesar de que estas regiones poseen un alto factor F_I (Figura 4-9), su disponibilidad hídrica es baja, lo que implica que el factor de asimilación también lo sea. De igual forma, se destaca una porción de la región central o andina en la que se reportan bajas magnitudes en los factores de asimilación.

Con el propósito de estudiar el asentamiento del país con respecto a los factores de asimilación, se elabora un mapa con las diferentes cabeceras municipales en conjunto con el factor de asimilación de CT, como se muestra en la Figura 4-12.

De acuerdo con la Figura 4-12, se observa que la mayoría de los municipios se localizan en la denominada región andina, cuyas corrientes no cuentan un factor de asimilación considerable. Así mismo, se aprecia la existencia de un sinnúmero de cabeceras municipales en la región Caribe, en zonas caracterizadas por tener valores bajos en los factores de asimilación. Esto concuerda con los resultados de las modelaciones del determinante CT (Figura 4-4), en el que la mayoría de los tramos críticos se localizan en la región Andina y Caribe, debido en a que las corrientes no cuentan con la capacidad de asimilar la carga vertida por las poblaciones asentadas en estas regiones.

Del mismo modo se aprecia que la región de la Orinoquía y la Amazonía, las cuales se caracterizan por contar con factores de asimilación altos, son las que menor población poseen.

Figura 4-11. Logaritmo de los factores de asimilación hallados a partir del modelo ADZ-QUASAR en estado estable

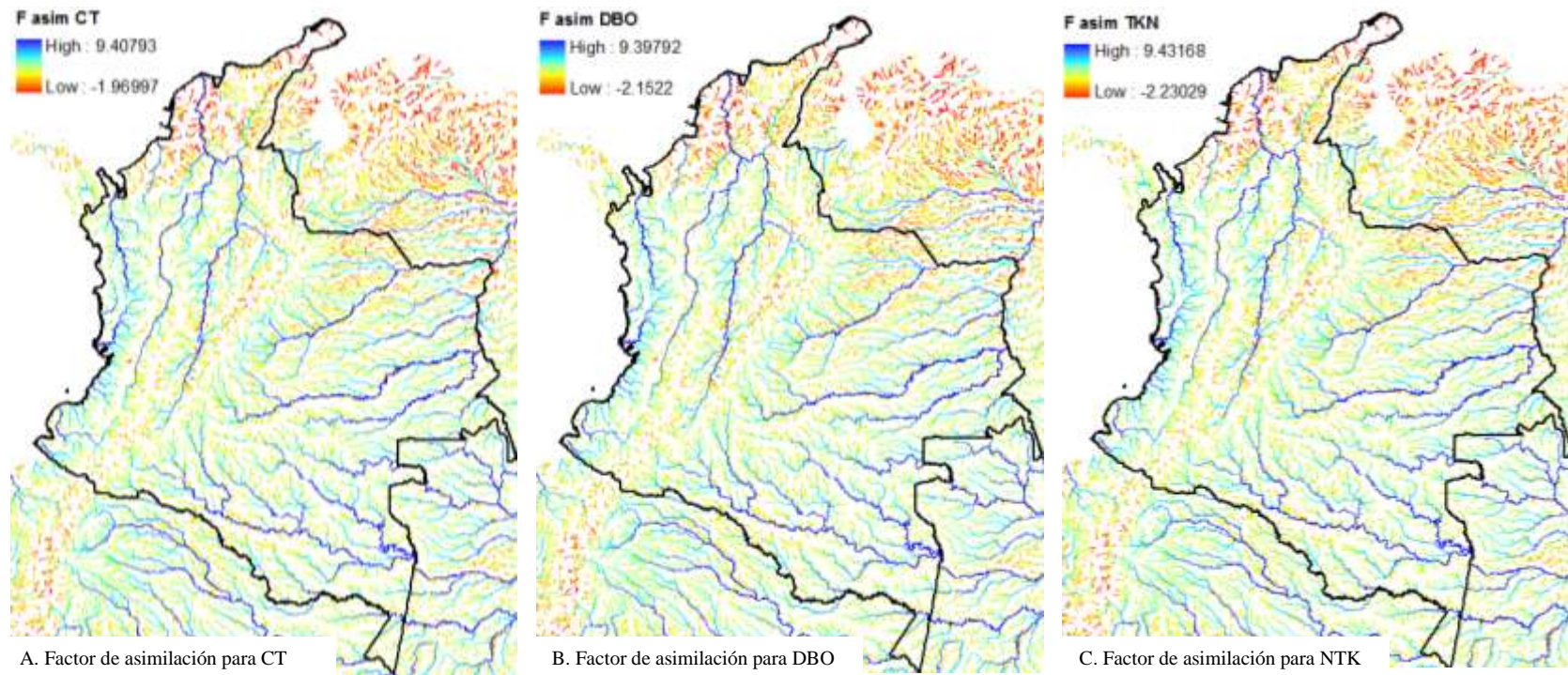
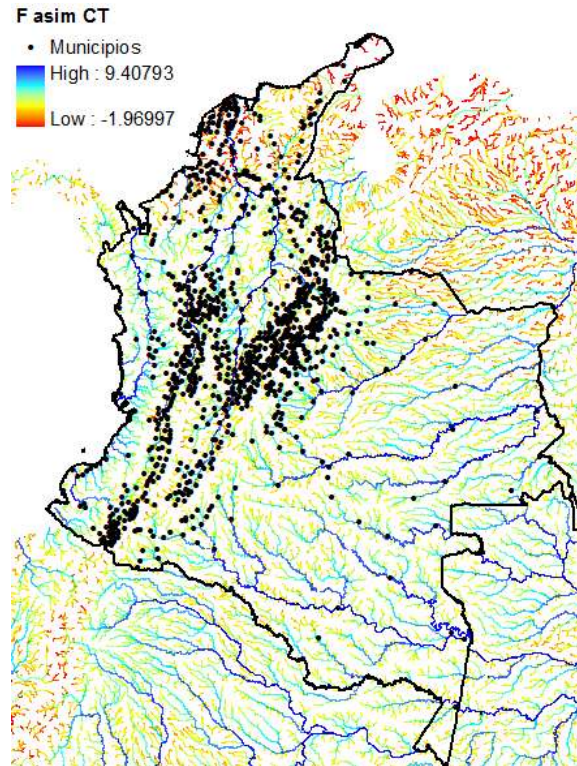


Figura 4-12. Ubicación de las cabeceras municipales y Factor de asimilación CT

4.5 Carga máxima permisible

Posterior al análisis de factores de asimilación, es posible determinar la carga máxima permisible. Para esto se acude a la definición de factor de asimilación y se retoma la ecuación (2.53). De esta forma la carga máxima permisible resulta del producto entre la concentración máxima permisible y el factor de asimilación del determinante de interés, es decir:

$$W_{perm} = a_x \cdot c_{perm} \quad (4.7)$$

Donde: W_{perm} es la carga máxima permisible para el determinante x ; a_x es el factor de asimilación para el determinante x ; y c_{perm} es la concentración máxima permisible para el determinante x .

Para la estimación de W_{perm} , se selecciona el punto de interés aguas abajo del vertimiento. Posteriormente, se estima el factor de asimilación para este tramo y de acuerdo a la destinación del recurso, en el sitio de interés, se selecciona la concentración máxima permisible con base en el Decreto 1594 de 1984 (*e.g.* para el caso de potabilización, la esta norma limita la concentración de CT hasta de 20000 NMP/100ml). Por último se aplica la

De la Figura 4-13, se desglosa un análisis similar al obtenido para los mapas de los factores de asimilación (Figura 4-11). Se aprecia en general, que los ríos con caudales altos son los que mayor carga permisible aceptan, mientras que los pequeños toleran una menor carga. Así mismo se puede apreciar que un sector de la costa Caribe, cuenta con la capacidad para recibir cargas concernientes a poblaciones muy pequeñas, y que por ende se requeriría de sistemas de tratamiento para un posible vertimiento a estos cuerpos receptores.

La anterior metodología posee una limitación, y concierne al hecho de incluir dos o más vertimientos. Matemáticamente no es posible establecer la magnitud de W_{perm} de cada vertimiento, debido a que resultan ecuaciones con infinitas soluciones. Por esta razón es necesario plantear escenarios de saneamiento cuya evaluación y comparación permita seleccionar una buena configuración en los STARM.

De esta forma, la metodología propuesta en este trabajo, permite evaluar una configuración adecuada de los STARM, a partir del planteamiento y evaluación de diferentes escenarios de saneamiento.

4.6 Planteamiento de escenarios de priorización.

A continuación se plantean escenarios de priorización municipal, en los que se consideran los CT como determinante base, de acuerdo a las razones expuestas con anterioridad. Estos escenarios permiten proyectar la situación futura en la que es posible estimar la eficiencia de los mismos. El criterio de la evaluación de las eficiencias de los escenarios, se basa en la reducción de la población afectada, *i.e.* se considera afectación de la población cuando la concentración de CT de las corrientes aledañas supere los límites máximos para potabilización, de acuerdo al Decreto 1594 de 1984.

4.6.1 Escenario 1 o de referencia: Sin sistemas de tratamiento de agua residual municipal

Este escenario de referencia permite confrontar y evaluar los demás escenarios planteados. Corresponde a la modelación realizada en el numeral 4.2.1, cuyo mapa de concentración de CT, se presenta en la Figura 4-4 C.

4.6.2 Escenario 2: Con infraestructura del año 2008

Este escenario corresponde a la modelación realizada en el numeral 4.2.2, cuyo mapa de concentraciones de CT, se presenta en la Figura 4-4 D.

4.6.3 Escenario 3: Optimización en la operación de la infraestructura del año 2008

Este escenario evalúa la optimización de los STARM, correspondientes a la infraestructura del año 2008, considerando una operación óptima, *i.e.* cobertura total de caudal y remociones reportadas por la literatura.

La selección de este escenario está basada en la hipótesis en la cual la optimización de la infraestructura de los sistemas de tratamiento del año 2008, es suficiente para reducir considerablemente las magnitudes de concentración de CT.

El mapa de concentraciones de CT, de la red hídrica nacional, correspondiente a este escenario, se presenta en la Figura 4-23 A.

4.6.4 Escenario 4: Con infraestructura priorizada de acuerdo al PND 2006-2010.

Este escenario está basado en la priorización de cuencas reportada en el PND 2006-2010 (DNP, 2007), correspondientes a los ríos Bogotá, Chicamocha, Medellín, Cauca (Cuenca Alta) y Suárez.

Los municipios en proceso de optimización de acuerdo a SSPD (2009), suman 118 y se presentan en la Tabla 4-4. Se asume que para este escenario, se contará con un tratamiento total de los vertimientos municipales del año 2020, bajo el esquema de un tratamiento secundario con desinfección.

Así mismo, se considera el funcionamiento de la infraestructura actual de tratamiento, para los municipios que cuentan con este beneficio y que no están contemplados dentro de este escenario de priorización. Para estos municipios se consideran las coberturas y remociones actuales (Tabla 3-7).

El mapa de concentraciones de CT de la red hídrica nacional, correspondiente a este escenario, se presenta en la Figura 4-23 B.

4.6.5 Escenario 5: Con sistemas de tratamiento primario para todos los municipios del país.

Este escenario evalúa el impacto de la concentración de CT, a lo largo de la red hídrica nacional, suponiendo que todos los municipios del país cuentan con un sistema de tratamiento primario. Para esto se emplea una tasa de remoción del 25% para CT y de 40% para la DBO.

El mapa de concentraciones de CT de la red hídrica nacional, correspondiente a este escenario, se presenta en la Figura 4-23 C.

Tabla 4-4. Municipios priorizados de acuerdo al PND 2006-2010

	<i>Río Bogotá</i>	<i>Río Chicamocha</i>	<i>Río Medellín</i>	<i>Río Cauca</i>	<i>Río Suárez-Fonce</i>
1	Bogotá	Tunja	Medellín	Cali	Chiquinquirá
2	Soacha	Sogamoso	Bello	Palmira	San Gil
3	Facatativá	Duitama	Itagüí	Tuluá	Simijaca
4	Girardot	Paipa	Envigado	Guad. de Buga	Charala
5	Zipaquirá	S.R.de Viterbo	Copacabana	Yumbo	Susa
6	Chia	Nobsa	Sabaneta	Jamundí	Mogotes
7	Mosquera	Tibasosa	La Estrella	Pradera	Curití
8	Funza	Toca	Caldas	Florida	Guachetá
9	Madrid	Tuta	Barbosa	El Cerrito	Ráquira
10	Cajicá	Pesca		La Unión	Lenguazaque
11	Sibaté	Firavitoba		Calcedonia	V. de San José
12	La Mesa	Chivatá		Roldanillo	C. de Carupa
13	Sopó	Siachoque		Guacari	Sutatausa
14	Cota	Iza		Bugalagrande	Pinchote
15	Tocancipá	Cómbita		Toro	Cucunubá
16	Tabio	Soraca		Ginebra	Páramo
17	Chocontá	Sotaquirá		Riófrio	Coromoro
18	La Calera	Motavita		Bolívar	Ubaté
19	Tocaima	Tota		Ulloa	Saboyá
20	El Rosal	Oicatá			Buenavista
21	Agua de Dios	Cuitiva			Ocamonte
22	Tenjo				S. M de Serma
23	El Colegio				Encino
24	Bojacá				Fúquene
25	Suesca				Caldas
26	Gachancipá				
27	Cogua				
28	Villapinzón				
29	Subachoque				
30	Nemocón				
31	Anapoima				
32	Guasca				
33	Viotá				
34	Anolaima				
35	Ricaurte				
36	Cachipay				
37	Apulo				
38	Sesquilé				
39	Zipacón				
40	Guatavita				
41	S. A. de Tequendama				
42	Tena				

4.6.6 Escenario 6: Con sistemas de tratamiento secundario para todos los municipios del país.

Este escenario supone la implementación de sistemas de tratamiento secundario, para todos los municipios del país. Para la modelación, se selecciona una tasa de remoción de 90%, tanto para CT como para DBO. La valoración de este escenario, resulta en la evaluación del impacto ambiental resultado de la aplicación de estas suposiciones.

El mapa de concentraciones de CT de la red hídrica nacional, correspondiente a este escenario, se presenta en la Figura 4-23 D.

4.6.7 Escenario 7: Con sistemas de tratamiento secundario y desinfección para todos los municipios del país.

En este escenario se evalúa el impacto que genera en la red hídrica nacional, bajo la hipótesis que todos los municipios del país, contaran con sistemas de tratamiento secundario y desinfección. Se considera una tasa de remoción de CT del 99% y de DBO de 90%. A pesar que este escenario resulta ambicioso e ideal, resulta interesante analizar el impacto que tendría la contaminación hídrica del país bajo esta suposición.

El mapa de concentraciones de CT de la red hídrica nacional, correspondiente a este escenario, se presenta en la Figura 4-24 A.

4.6.8 Escenario 8: Priorización por factores de dilución

Esta condición contempla que el caudal es el responsable de la capacidad de asimilación de las corrientes, descartando los procesos de transporte y decaimiento del soluto. Para la estimación de la carga máxima permisible, el factor de asimilación α_x , corresponde al caudal Q (Ecuación (4.7)) y la concentración máxima permisible c_{perm} de CT es la reportada por el Decreto 1594 de 1984 para potabilización.

Para determinar el orden de prioridad de los diferentes municipios, se realiza una comparación entre la carga máxima permisible (Ecuación (4.7)) y la carga vertida de las poblaciones. Se organizan los municipios en orden descendente, de acuerdo al cociente entre la carga vertida y la carga máxima permisible.

Con el propósito de realizar una comparación objetiva entre escenarios, se priorizan los primeros 118 municipios, al igual que en el escenario 4. La lista de los municipios priorizados, de acuerdo a los criterios expuestos, se reporta en el Anexo E.

Con base en la lista de municipios priorizados, se elabora el mapa de concentraciones de CT para la red hídrica nacional (Figura 4-24 B).

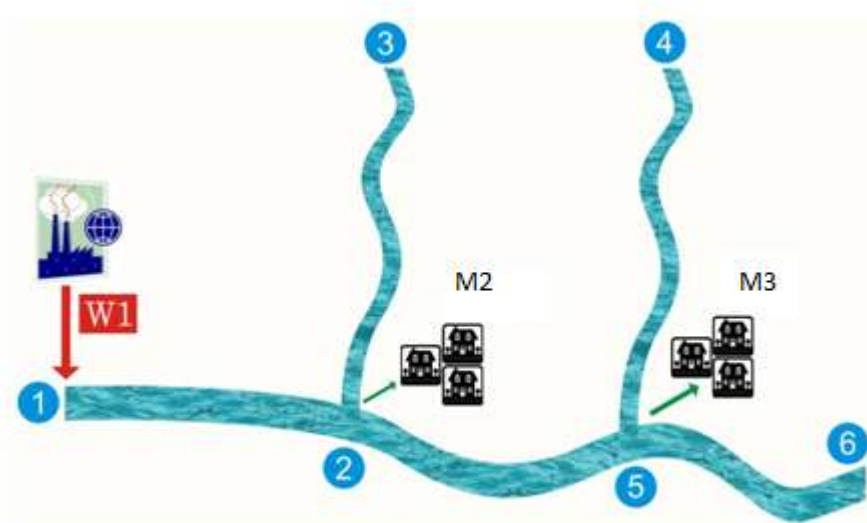
4.6.9 Escenario 9: Priorización por factores de asimilación y población vulnerable

Para determinar los municipios que tienen mayor responsabilidad en la contaminación de las corrientes, se realiza un análisis por factores de asimilación. Se estudia la totalidad de los vertimientos municipales, de forma aislada, y se evalúa el impacto que generan en los municipios aguas abajo de los mismos.

Se determina si los vertimientos aislados (cuando se descartan los demás vertimientos aguas arriba o aguas abajo del vertimiento de interés), son causantes de concentraciones superiores a la establecida para el uso de potabilización (Decreto 1594 de 1984), en las inmediaciones de los municipios localizados aguas abajo del mismo.

Para el análisis bajo las suposiciones expuestas, es necesario plantear un razonamiento matemático simple. En primera instancia, suponga la red hídrica de la Figura 4-14.

Figura 4-14. Red Hídrica propuesta para el análisis del escenario 9



La concentración inmediatamente aguas abajo de la confluencia de los tramos 1-2 y 3-2, se puede determinar bajo la siguiente formulación

$$c_{2d} = \frac{W_1 / a_{12} \cdot Q_{12} + c_{2a} Q_{32}}{Q_{12} + Q_{32}} \quad (4.8)$$

Donde W_1 corresponde a la carga del vertimiento del municipio M1, en el punto 1; Q_{12} y Q_{32} son las magnitudes del caudal para los tramos 1-2 y 3-2, respectivamente; a_{12} corresponde a la magnitud de asimilación por CT para el tramo 1-2 y c_{2a} es la concentración de CT en el punto 2 antes de la confluencia (tramo 3-2).

De acuerdo a las suposiciones expuestas, la magnitud de c_{2a} es nula debido a que se está analizando el impacto que causa el vertimiento W_1 en el municipio 2 (M_2), de forma aislada. Así mismo, al considerar la definición de factor de asimilación y la conservación de masa, la ecuación (4.8) resulta:

$$c_{2d} = \frac{W_1 / a_{12} \cdot Q_{12}}{Q_{12} + Q_{32}} = \frac{W_1}{F_{12} Q_{25}} \quad (4.9)$$

Realizando un procedimiento análogo al planteado con anterioridad, es posible determinar la concentración inmediatamente aguas abajo del punto 5 (asumiendo mezcla completa), bajo la siguiente expresión,

$$c_{5d} = \frac{c_2 \cdot Q_{25} / a_{25} \cdot Q_{25}}{Q_{45} + Q_{25}} = \frac{c_2 Q_{25}}{F_{25} Q_{56}} \quad (4.10)$$

Al reemplazar la ecuación (4.9) en (4.10) resulta:

$$c_5 = \frac{W_1}{F_{12} F_{25} Q_{56}} \quad (4.11)$$

De esta forma, la magnitud de la concentración para cualquier punto aguas abajo, considerando un solo vertimiento, se puede generalizar así:

$$c_i = \frac{W_1}{\left(\prod_{j=1}^{i-1} F_j \right) Q_i} \quad (4.12)$$

Donde c_i corresponde a la concentración del punto i , inmediatamente aguas abajo de la confluencia; W_1 es la carga vertida en el punto 1; y Q_i es el caudal en el punto i .

Haciendo un símil entre las ecuaciones (2.53) y (4.12) se puede apreciar que bajo las suposiciones expuestas, el factor de asimilación para este caso corresponderá a,

$$a_i = \left(\prod_{j=1}^{i-1} F_j \right) \cdot Q_i \quad (4.13)$$

Así mismo, la carga máxima permisible, de acuerdo a la ecuación anterior y la ecuación (4.7) resultaría,

$$W_{perm} = \left(\prod_{j=1}^{i-1} F_j \right) Q_i \cdot c_{perm} \quad (4.14)$$

Los puntos críticos permiten establecer los municipios que demandan de tratamiento prioritario, de acuerdo a la comparación entre la carga vertida y la carga máxima permisible. Si la razón entre la carga vertida y la máxima permisible es mayor a uno (1.0) (*i.e.* $W_{vert}/W_{perm} > 1$), es necesario priorizar.

Para la priorización de este escenario, se evalúa la afectación de los municipios localizados aguas abajo del vertimiento, con base en la razón entre la carga máxima vertida y la permisible. Se contabiliza el número de habitantes de los municipios afectados (**Población vulnerable**), de acuerdo al criterio expuesto, los cuales son asignados al municipio responsable de la afectación. Por último, se ordenan los vertimientos de forma descendente conforme al número de habitantes afectados.

Al igual que los escenarios precedentes, se asigna a los primeros 118 municipios un tratamiento secundario con desinfección (remoción de CT del 99%).

Cabe anotar que esta metodología conlleva a limitaciones que son necesarias reconocer. Existe la posibilidad que la suposición de vertimientos aislados, no afecte a las poblaciones localizadas aguas abajo. No obstante, la modelación en conjunto, *i.e.* incluyendo la totalidad de vertimientos ubicados aguas arriba del municipio de interés, podría reportar la afectación de estos municipios.

Sin embargo cabe resaltar que los municipios que resulten seleccionados a partir de las suposiciones expuestas, son los que mayor responsabilidad ostentan en la afectación de las poblaciones localizadas aguas abajo. Los municipios que requieren priorización, de acuerdo a los criterios expuestos, se presentan en el Anexo E.

Con base en los municipios reportados para este escenario, se elabora el mapa de concentraciones de CT, para la red hídrica nacional (Figura 4-24 C).

4.6.10 Escenario 10. Priorización municipal por análisis multiobjetivo.

Con el propósito de hacer una comparación objetiva con el estudio de Uniandes-Minamb (2002), se efectúa una priorización multiobjetivo con base en criterios ambientales, económicos, administrativos y sociales de los diferentes municipios, empleando la metodología propuesta en la sección 3.7.

Esta priorización garantiza, en cierta forma, que los municipios que demanden la implementación u optimización de sistemas de tratamiento de aguas residuales, cuenten con adecuadas condiciones económicas, administrativas y sociales, que avalarían la inversión y operación adecuada de estas infraestructuras.

A continuación se exponen los rangos de los criterios, reportados en la sección 3.7.1, y la prioridad de cada uno.

- **Población urbana (POB):** Esta variable corresponde al logaritmo de la población. Se asigna mayor prioridad a los municipios con mayor población. Su rango de operación corresponde a los números reales positivos.
- **NBI:** El rango de esta variable está en el intervalo entre 0 y 100. Se otorga mayor prioridad a los municipios con menor NBI.
- **Cobertura de Acueducto (CAC):** Se refiere a la cobertura de acueducto para las cabeceras municipales, correspondientes al año 2009. Se otorga mayor prioridad para los municipios con mayor cobertura. El rango de esta variable se encuentra entre 0 y 100.
- **Cobertura de Alcantarillado (CAL):** Corresponde al nivel de cobertura de alcantarillado de las cabeceras municipales, correspondientes al año 2009. Se otorga mayor prioridad a los municipios con mayor nivel de cobertura. Su rango de operación es el intervalo $[0,100]$.
- **PTAP:** corresponde a una variable binaria, donde 1 indica la existencia de la infraestructura y 0 la carencia de la misma. Es de recalcar que tendrán mayor prioridad los municipios que cuenten con este tipo de infraestructura.
- **Desempeño Integral Municipal (DIM):** Su intervalo de operación está entre 0 y 100. Se otorga mayor prioridad a los municipios con mayor DIM.
- **Población vulnerable (PVULN):** Se refiere a la optimización efectuada para el escenario 9, en la que se contabiliza la población afectada por causa de los vertimientos aislados en los que la razón W_{vert}/W_{perm} es mayor a uno (1.0). Al igual que el criterio de población (POB), se estima el logaritmo de esta variable, debido a que el rango de variación de los datos es muy amplio. Se otorga mayor prioridad a los municipios con mayor población vulnerable.

Como se están comparando diferentes criterios, es necesario homogenizarlos en un solo sistema, con el objeto que puedan ser utilizados y comparados entre sí. Para esto se recurre a la estandarización de los mismos, a partir del mejor ajuste que tuviesen a la función beta acumulada, con relación a los histogramas acumulados de cada criterio.

A continuación se registran las gráficas de los histogramas acumulados (línea de color azul) y de la función Beta-acumulada (línea de color verde), con los parámetros calibrados para las diferentes variables consideradas.

Figura 4-15. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado al logaritmo de la población estandarizada.

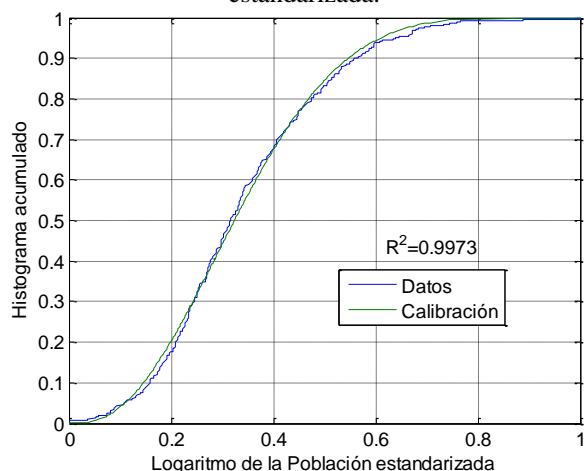


Figura 4-16. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del NBI estandarizado.

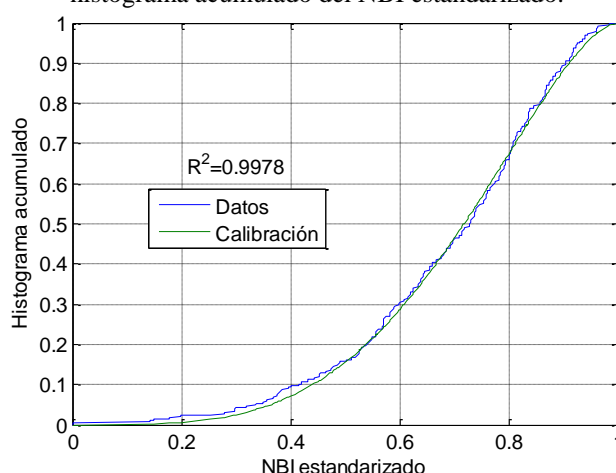


Figura 4-17. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado a la cobertura de acueducto estandarizada.

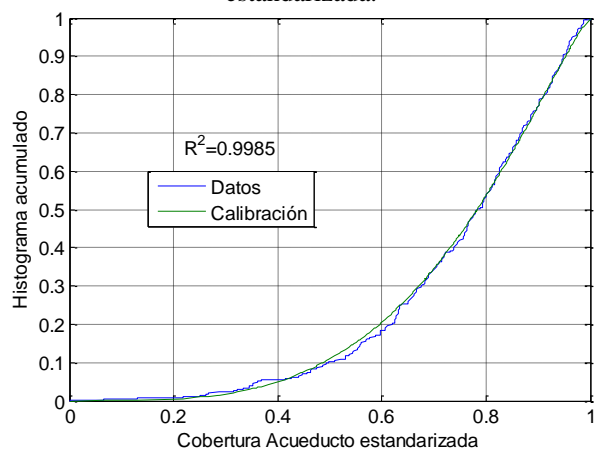


Figura 4-18. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado a la cobertura de alcantarillado estandarizada.

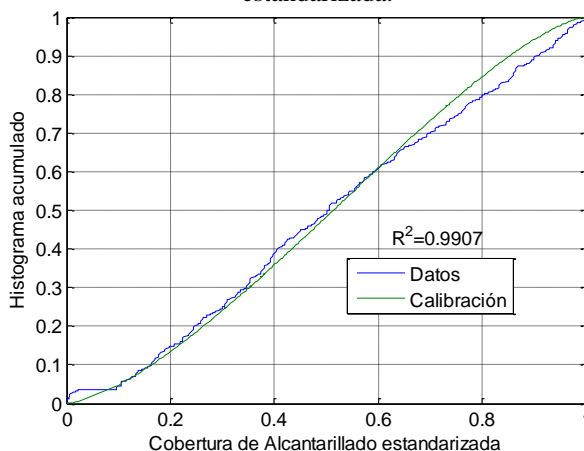
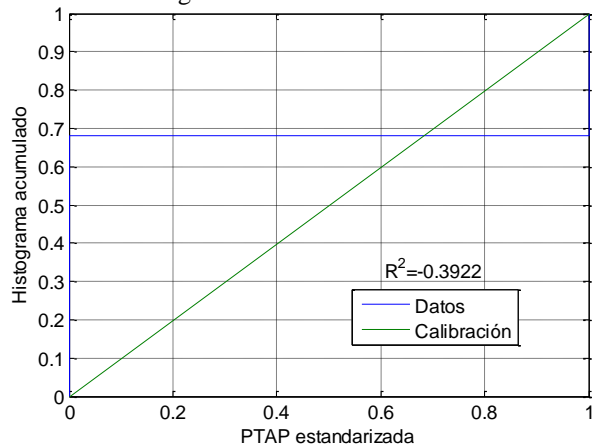
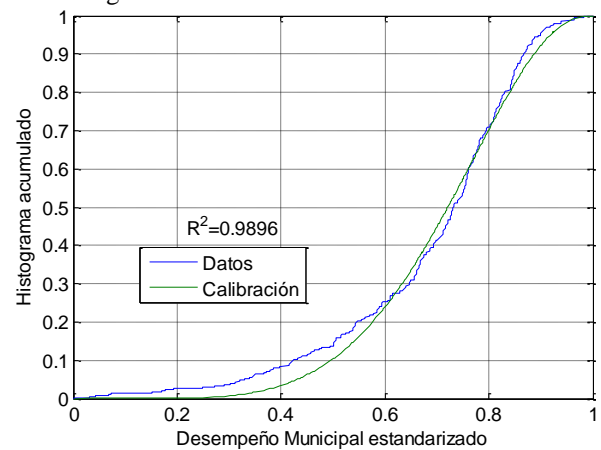
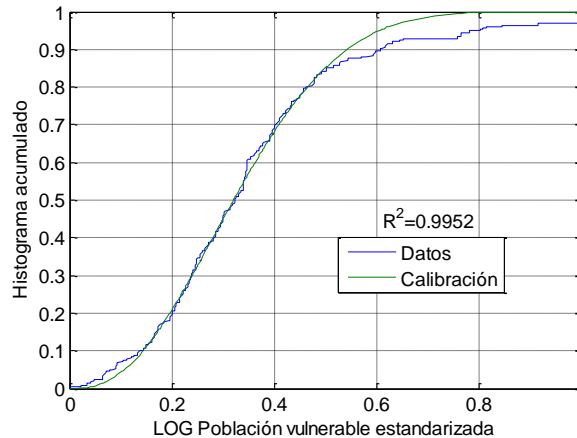


Figura 4-19. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado de PTAP.**Figura 4-20.** Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del DIM estandarizado.**Figura 4-21.** Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del logaritmo de la población vulnerable estandarizada.

Cabe destacar los buenos ajustes obtenidos de la función beta acumulada a las diferentes variables, exceptuando el caso de la variable PTAP por su condición binaria.

De acuerdo con la estimación del ajuste, se seleccionan los factores de ponderación w_j (Ecuación (2.64)) para cada criterio, con base en un análisis de componentes principales (ACP) el cual se describe en la siguiente sección.

- **Análisis de componentes principales (ACP)**

Al analizar las variables seleccionadas para la priorización municipal, se reconoce que puede existir cierta correlación entre éstas. Un claro ejemplo es la relación que podría hallarse entre la cobertura de acueducto (CAC) y la existencia de sistemas de tratamiento de agua potable PTAP. Por ende, es necesario realizar un ACP con el propósito de reducir el número de variables, perdiendo la menor cantidad de información posible.

Para realizar el análisis de ACP, se acude al software XLSTAT 2010.5.06 (es un complemento de Microsoft Excel), que se caracteriza por contar con herramientas para el análisis estadístico de datos.

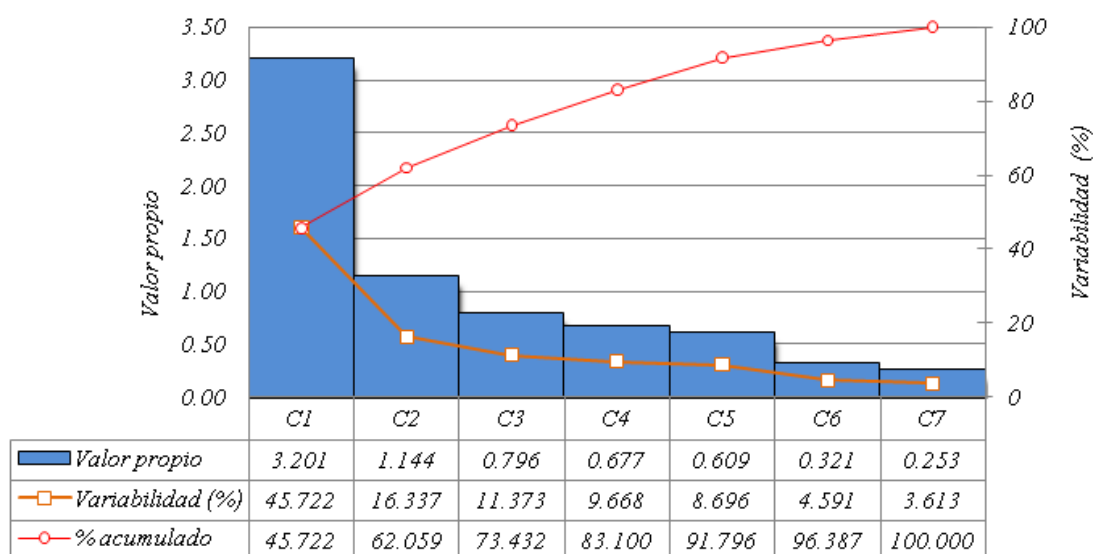
Inicialmente, se determina la matriz de correlación de Pearson, con el propósito de estudiar la relación lineal entre las variables.

Tabla 4-5. Matriz de correlación de las variables de priorización municipal

<i>Variables</i>	<i>POB</i>	<i>NBI</i>	<i>CAC</i>	<i>CAL</i>	<i>PTAP</i>	<i>DIM</i>	<i>PVULN</i>
<i>POB</i>	<i>1</i>	0.272	0.242	0.338	0.348	0.029	0.152
<i>NBI</i>	0.272	<i>1</i>	0.618	0.676	0.401	0.499	0.379
<i>CAC</i>	0.242	0.618	<i>1</i>	0.707	0.358	0.282	0.318
<i>CAL</i>	0.338	0.676	0.707	<i>1</i>	0.466	0.267	0.271
<i>PTAP</i>	0.348	0.401	0.358	0.466	<i>1</i>	0.125	0.161
<i>DIM</i>	0.029	0.499	0.282	0.267	0.125	<i>1</i>	0.308
<i>PVULN</i>	0.152	0.379	0.318	0.271	0.161	0.308	<i>1</i>

La Tabla 4-5 pone en evidencia una alta correlación entre CAC y CAL, indicando que los municipios que tienen una alta cobertura de acueducto tienden a contar con una alta cobertura de alcantarillado. Se debe notar también una correlación positiva entre las variables mencionadas y el NBI. Esta última relación resulta coherente debido que entre los elementos de evaluación del NBI para Colombia, se involucran las condiciones sanitarias de las viviendas (Anexo B). Por otra parte, aunque con una magnitud inferior, se destaca la correlación existente entre NBI y DIM.

Posteriormente, se estiman los valores propios de cada componente (Cx) y el porcentaje de variabilidad de los mismos (Figura 4-22), así como matriz de vectores propios de los componentes, como se muestra en la Tabla 4-6.

Figura 4-22. Valores propios y variabilidad de los componentes principales para priorización municipal**Tabla 4-6.** Vectores propios de los componentes principales para la priorización municipal

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
POB	0.258	-0.546	0.551	0.261	-0.505	-0.081	-0.039
NBI	0.479	0.156	-0.137	0.091	-0.097	0.684	-0.492
CAC	0.448	-0.004	-0.311	-0.391	-0.181	-0.616	-0.371
CAL	0.473	-0.138	-0.294	-0.198	-0.124	0.197	0.760
PTAP	0.339	-0.418	-0.022	0.295	0.778	-0.119	-0.061
DIM	0.286	0.591	0.023	0.661	-0.090	-0.306	0.175
PVULN	0.288	0.367	0.702	-0.456	0.273	0.014	0.081

Para la retención de los componentes principales, se puede acudir a los siguientes criterios expuestos en la literatura:

- Considerar descartar los componentes cuyo valor unitario sea menor que uno (1.0).
- A partir del gráfico de autovalores. Se representa los valores unitarios versus el componente principal, y se considera el número de componentes donde el cambio de pendiente se hace mayor (ver línea anaranjada de la Figura 4-22).

De acuerdo con los criterios expuestos, se deben seleccionar únicamente los dos primeros componentes, que explican el 62.06% de la variabilidad de los datos. No obstante, al analizar las magnitudes de los vectores propios, para los primeros dos componentes se puede apreciar que la magnitud de PVULN, no resulta considerable. Esto hace necesario incluir en este análisis, el tercer componente que es explicado adecuadamente por PVULN. La inclusión del tercer componente involucra, en mayor medida, los aspectos de contaminación de CT y la población afectada por este ítem.

De acuerdo a la Figura 4-22, los primeros tres (3) componentes representan el 73% de la variabilidad de los datos, y la relación existente entre éstos y las variables originales se representan de acuerdo a una matriz de correlación, como se muestra a continuación,

Tabla 4-7. Matriz de correlaciones entre los componentes principales seleccionados y las variables originales

<i>Variables/Componentes</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>
<i>POB</i>	0.462	-0.584	0.492
<i>NBI</i>	0.857	0.166	-0.122
<i>CAC</i>	0.802	-0.004	-0.277
<i>CAL</i>	0.846	-0.148	-0.262
<i>PTAP</i>	0.606	-0.447	-0.020
<i>DIM</i>	0.512	0.632	0.021
<i>PVULN</i>	0.515	0.392	0.627

Se puede evidenciar que el componente *C1*, presenta una excelente correlación con las variables NBI, CAL y CAC y un buen ajuste con la variable PTAP (Tabla 4-7). Esto indica que este componente está relacionado, en una buena proporción, con la infraestructura de saneamiento y desarrollo de los municipios. No obstante, se puede apreciar que la mayoría de las variables poseen una correlación aceptable con este componente.

En cuanto al componente *C2*, se aprecia que la relación con las variables NBI, CAL y CAC es casi nula, mientras que se presenta una buena correlación positiva con el DIM y negativa con la POB. En lo que concierne al componente *C3*, se evidencia una buena correlación con la PVULN.

Siguiendo con la metodología propuesta por Diaz-Granados *et al.* (2002), se hace una combinación de los tres componentes principales, mediante una relación lineal. Los coeficientes resultan de los porcentajes de variabilidad de los componentes seleccionados, normalizados al 100%. De esta forma la combinación lineal resulta:

$$0.622C_1 + 0.224C_2 + 0.155C_3 \quad (4.15)$$

Los coeficientes de las variables y su normalización al 100%, permite estimar los pesos relativos de cada variable, tal como se muestra en la Tabla 4-8.

Tabla 4-8. Coeficientes y pesos relativos para priorización municipal

	<i>Coeficientes</i>	<i>Peso %</i>
POB	0.125	7.41%
NBI	0.312	18.53%
CAC	0.230	13.68%
CAL	0.218	12.97%
PTAP	0.114	6.79%
DIM	0.313	18.63%
PVULN	0.370	21.99%
Suma	1.682	100.00%

De acuerdo a las magnitudes de los pesos de las variables, reportadas en la tabla anterior, se aprecia que la variable con mayor peso corresponde a PVULN. Esto resulta por la inclusión del tercer componente principal C3, que es explicado en mayor medida por esta variable (Tabla 4-7). Así mismo, se evidencia que POB y PTAP, son los que menor incidencia tendrán en el proceso de priorización municipal.

De igual forma, cabe destacar que NBI, CAC y CAL poseen un peso en conjunto de 45.18%, resultado de que el primer componente principal es explicado, en una buena proporción, por estas tres variables. De esta forma, la infraestructura de alcantarillado y acueducto, así como el componente social (representado en el NBI), influenciarán en mayor medida en la priorización. En segunda instancia se ubicarían la población afectada aguas abajo y los criterios administrativos y en última la población municipal y la infraestructura de tratamiento de agua potable.

Como último paso, se emplea la ecuación (2.64) y se ordenan los municipios en orden descendente, de acuerdo al valor de $U(x)$. Con el fin de realizar una comparación objetiva con los demás escenarios, se priorizan los primeros 118 municipios de acuerdo al ranking obtenido en este análisis (Anexo E).

Con el propósito de estudiar la eficiencia de este escenario, se modela la concentración de CT, para la red hídrica nacional, cuyo mapa resultado se presenta en la Figura 4-24 D.

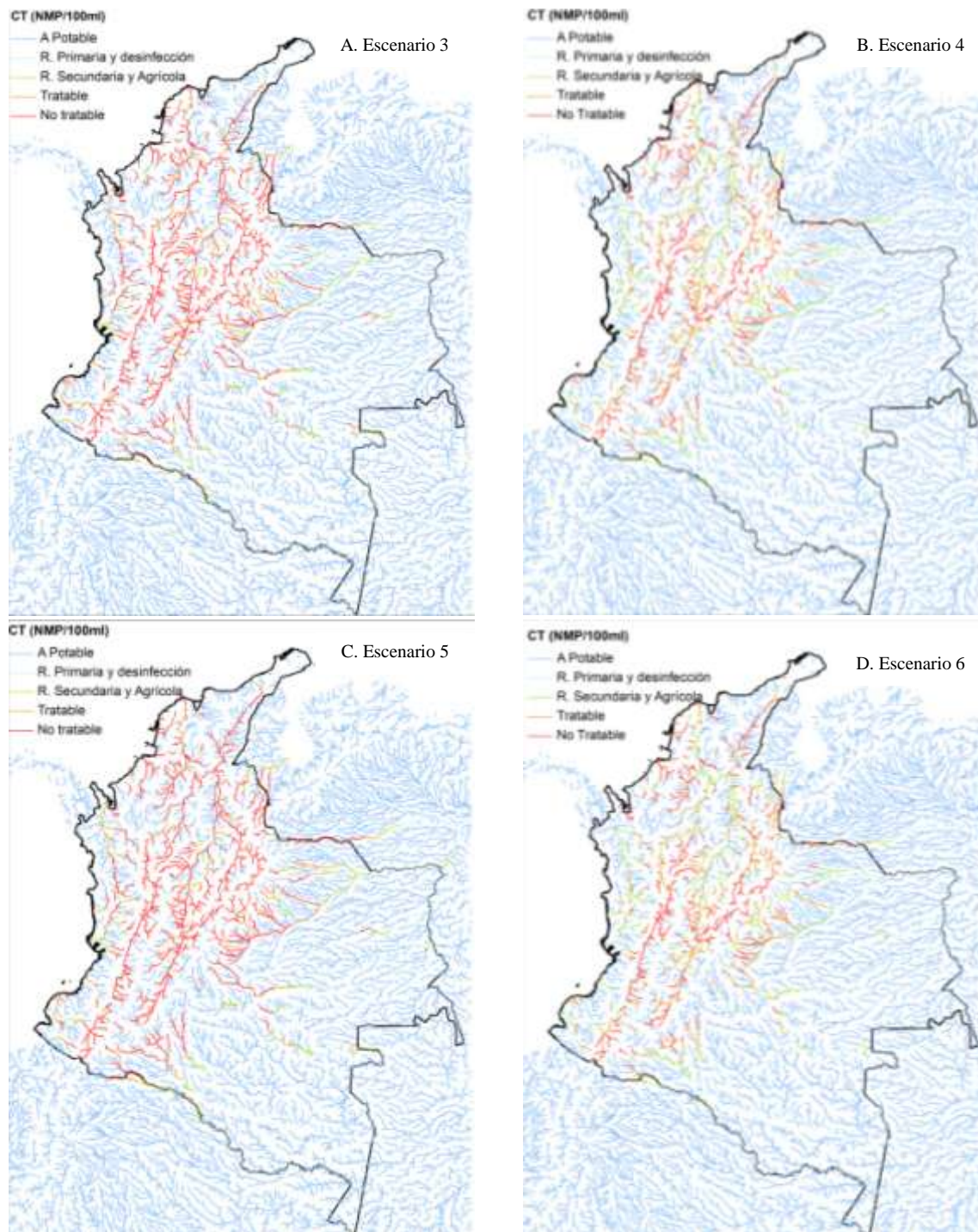
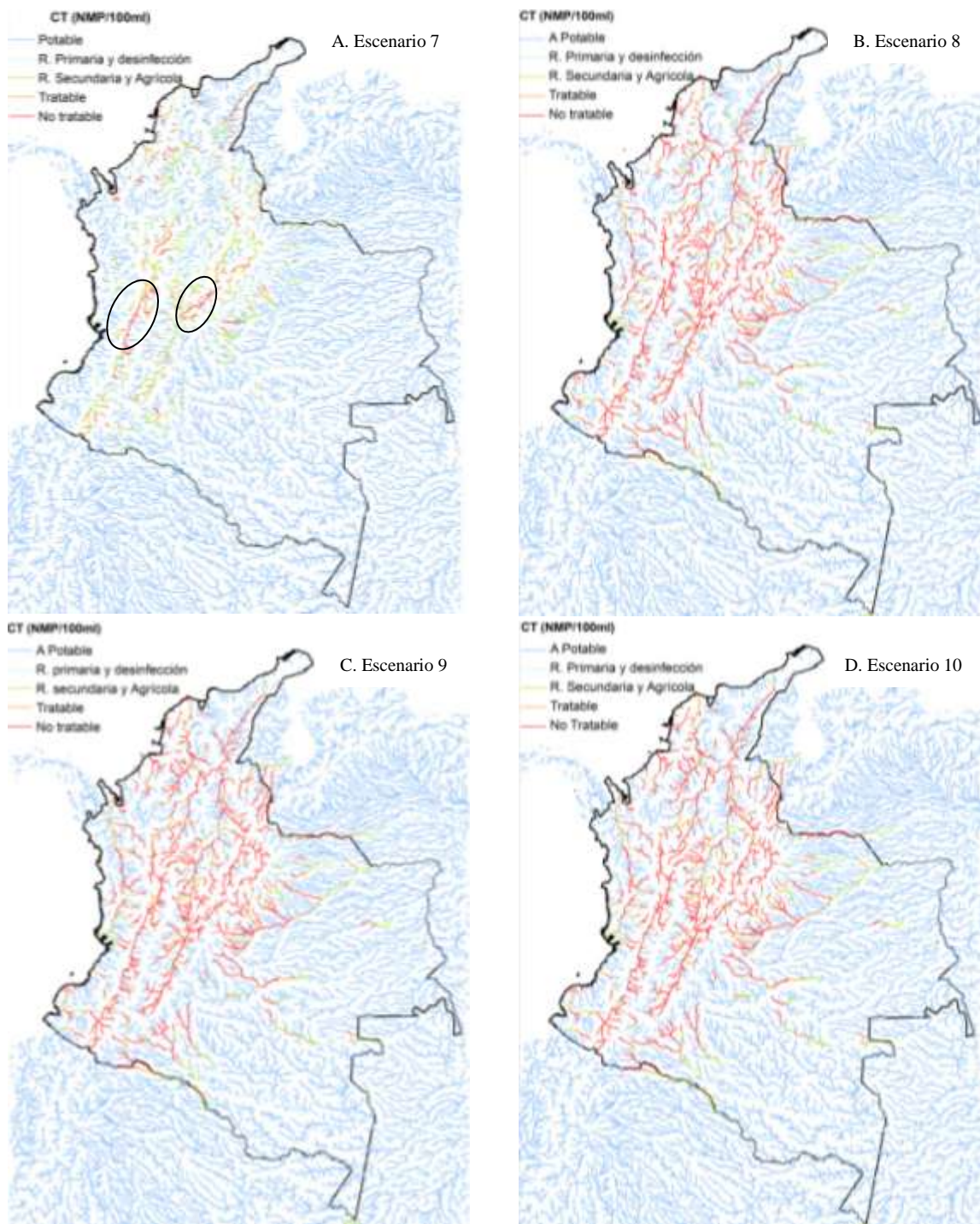
Figura 4-23. Mapas de concentración de CT de la red hídrica nacional, para los escenarios 3 a 6

Figura 4-24. Mapas de concentración de CT de la red hídrica nacional, para los escenarios 7 a 10

4.7 Análisis de los escenarios planteados

En esta sección se realiza un análisis detallado de los resultados obtenidos a partir de los escenarios evaluados en el numeral anterior. Se abordan en primera instancia, los mapas de concentraciones de CT, para los diferentes escenarios planteados, con el fin de estudiar la eficiencia de los mismos. Así mismo, se estudian los municipios reportados por los escenarios 8, 9 y 10, y su comparación con el estudio de Uniandes-Minamb (2002).

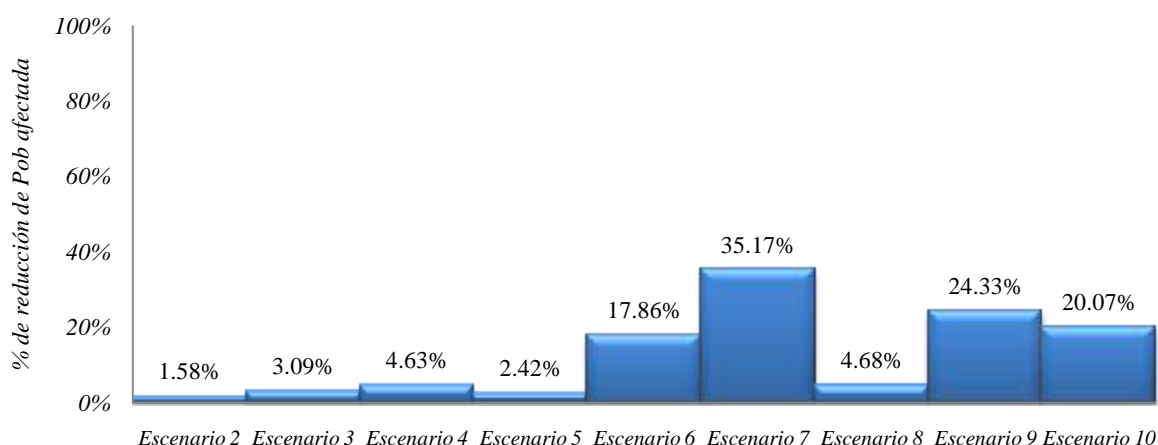
De los mapas de concentraciones de CT, presentados en la Figura 4-23 y la Figura 4-24 se puede observar, de forma global, la eficiencia de los diferentes escenarios planteados. Se evidencia que el escenario 7 presenta una reducción significativa en la longitud de los tramos, con concentraciones superiores a la máxima permisible. No obstante, a pesar de la implementación de sistemas de desinfección en todos los municipios del país, se presentan ciertos tramos que aún ostentan concentraciones no aptas para potabilización. De la Figura 4-24 A, es posible identificar tramos del Río Bogotá y del Cauca enmarcados en elipses de color negro. Lo que podría indicar que se requerirían de tratamientos más sofisticados, al secundario con desinfección, o acciones no convencionales que reduzcan la concentración de CT en estas corrientes. Esta conclusión es consistente con UNAL-EAAB (2010).

En lo que corresponde a los escenarios restantes, resulta difícil comparar la eficiencia de los mismos debido a la escala de los mapas. Por ende, es necesario definir un criterio que permita hacer una comparación objetiva entre escenarios. El criterio seleccionado corresponde a la población afectada.

Se considera afectación a la población, cuando la corriente aledaña al municipio de interés, presente una concentración de CT por encima de los límites permisibles para potabilización, de acuerdo al Decreto 1594. Se contabilizan los habitantes de los municipios afectados por este criterio, para los diferentes escenarios propuestos.

La selección de este criterio obedece en enfocar la reducción de la vulnerabilidad que posee la población de los municipios afectados, que hace uso directo o indirecto de estas fuentes.

Se realiza la evaluación de los escenarios con base en el criterio expuesto. Para esto se efectúa una comparación entre las eficiencias de los escenarios planteados, tomando como referencia el escenario 1 y determinando la reducción de la población afectada. En la Figura 4-25 se presenta un gráfico que resume estas eficiencias.

Figura 4-25. Porcentaje de reducción de la población afectada de acuerdo a los escenarios planteados

La Figura 4-25, resume la eficiencia de cada escenario con base en el criterio expuesto. Se aprecia que los escenarios 6, 7, 9 y 10 son los de mayor eficiencia, mientras que los restantes, se consideran poco significativos. En seguida se realiza un análisis detallado para cada escenario propuesto.

En el caso hipotético de mantener la infraestructura actual para el tratamiento de agua residual municipal (escenario 2), las reducciones en la población afectada serían ínfimas y serían comparables a carecer de infraestructura para este propósito (Figura 4-25). Esto evidencia la necesidad de estudiar una configuración óptima de STARM, que permita reducir considerablemente la población afectada aguas abajo de los vertimientos.

Las suposiciones planteadas en el escenario 3, no representan una respuesta adecuada que permita establecer como un escenario de priorización. Resulta insuficiente optimizar la infraestructura actual, ratificando la necesidad de implementar nuevos sistemas de tratamiento en municipios que no cuentan con este beneficio.

De igual forma, la priorización de acuerdo al PND 2006-2010 (escenario 4), no representa una reducción significativa que amerite priorizar todos los municipios reportados en la Tabla 4-4. Esto indica la necesidad de estudiar con detalle los municipios que requieren de sistemas de tratamiento, cuando se realiza una priorización a nivel de cuenca.

En cuanto al escenario 5, se aprecia que la implementación de sistemas de tratamiento primario en todos los municipios del país, no resulta adecuada y por ende es necesario contar con sistemas de tratamiento más sofisticados en algunos puntos estratégicos, que representen una mayor efectividad. En lo que compete al escenario 6, se aprecia una reducción significativa correspondiente a 17.9%, que es superada por el escenario 7 con sistemas de tratamiento secundario con desinfección para todos los municipios del país. Es evidente que los escenarios 6 y 7 resultan hipotéticos, debido a que el país no cuenta con

los recursos económicos necesarios para inversión de este tipo. No obstante, los análisis de estos escenarios resultan útiles para la comparación de los demás escenarios propuestos.

En lo que respecta al escenario 8, su planteamiento no refleja reducciones considerables. Nótese que de acuerdo a los planteamientos para este escenario, su enfoque corresponde a mitigar los impactos causados por los vertimientos en los puntos más críticos. Por esta razón, se considera un escenario dirigido en reducir la contaminación en las corrientes, y no en mitigar el impacto que causa en la población aguas abajo de los vertimientos.

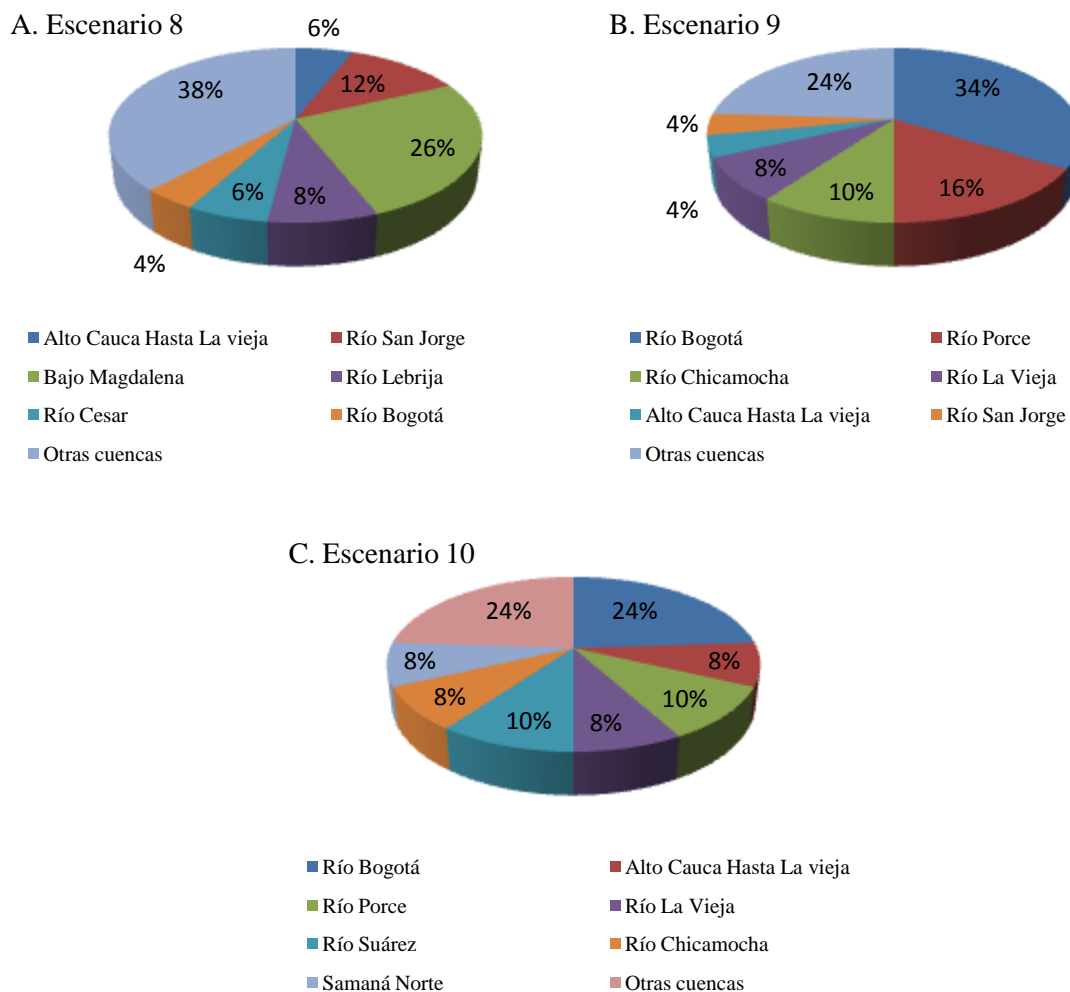
Se evidencia de la Figura 4-25 que los escenarios 9 y 10 presentan una reducción significativa en la población afectada. Es coherente que el escenario 9 presente una mayor reducción que el escenario 10, debido a que los criterios para el primero están basados en determinar los municipios con mayor responsabilidad en la contaminación y afectación poblacional. No obstante, la reducción que se registra en el escenario 10, se considera adecuada, garantizando además la inclusión de otros criterios que permitirían garantizar el buen funcionamiento de los sistemas de tratamiento, con mayor sostenibilidad en el tiempo por mayor capacidad operativa y gestión de los municipios así priorizados.

Una comparación entre los resultados de los escenarios planteados permite establecer que no todos los municipios del país demandan de sistemas de tratamiento. Es el caso del escenario 6, en el que la reducción es superada por los escenarios 9 y 10, debido a que estos últimos localizan estratégicamente los municipios cuya responsabilidad en la afectación poblacional es alta y adicional al tratamiento secundario, se considera un sistema de desinfección (Figura 4-25).

Por otra parte, cabe destacar que las magnitudes de reducción de afectación poblacional no resultan mayores al 36%. Esto puede deberse a la gran densidad poblacional que cuenta Colombia en algunas zonas de su territorio (*e.g.* zona andina). A pesar de la implementación de los STARM, esta gran densidad no permite que los procesos naturales de degradación en las corrientes actúen debido a los pequeños tiempos de viaje entre las poblaciones adyacentes. Así mismo, cabe destacar el hecho que los grandes municipios de Colombia están situados en las zonas cuyos cuerpos receptores, presentan factores de asimilación relativamente bajos.

4.7.1 Análisis de los municipios priorizados de acuerdo a los escenarios 8, 9 y 10

En este numeral se hace un análisis extensivo, con relación a los municipios que requieren priorización de acuerdo a los escenarios 8, 9 y 10. Para esto se enmarcan los primeros 50 municipios de cada escenario, de acuerdo a la cuenca en los que están situados (Figura 4-26).

Figura 4-26. Clasificación por cuencas de los municipios priorizados para los escenarios 8, 9 y 10.

El listado de priorización para los escenarios evaluados, permite establecer preliminarmente, los municipios que podrían comprometer el abastecimiento de poblaciones localizadas aguas abajo de los vertimientos. No obstante, es necesario considerar las limitaciones correspondientes a la ubicación de los vertimientos y de las bocatomas, como se mencionó en la sección 3.9.

Un procedimiento responsable, correspondería a la elaboración de estudios de detalle para los municipios que resultaron seleccionados. Esto con el fin de corroborar y garantizar que la implementación de estos sistemas repercuta notablemente en la mejoría de las condiciones de calidad de agua de las corrientes, mitigando las decisiones subjetivas que puedan presentarse, *e.g.* políticas.

De igual forma, estos estudios permitirían representar todos los vertimientos y procesos que suceden en las corrientes, obteniéndose un buen grado de certeza en las decisiones que se deben tomar como el tipo de sistema de tratamiento y los horarios de vertimientos.

A continuación se presenta el análisis de los municipios reportados para los escenarios 8, 9 y 10.

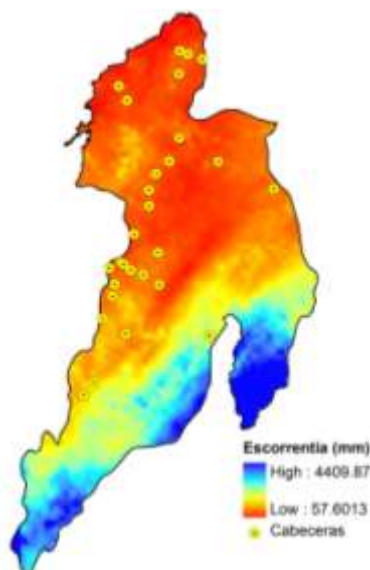
- **Escenario 8**

De acuerdo al Anexo E, se aprecia que la ciudad de Sincelejo encabeza el listado de municipios que resultan de la modelación de este escenario. Al realizar un símil con la modelación de OD, para los dos modelos propuestos, se aprecia que esta ciudad genera concentraciones inferiores de a 1 mg/L O₂, aguas abajo del vertimiento. Esto indica que las corrientes aledañas a esta ciudad, no poseen el caudal necesario que permita reducir la concentración a los límites permisibles de acuerdo a la normatividad vigente.

Al igual que Sincelejo, se destacan otras ciudades capitales como Armenia, Pasto, Bucaramanga, Bogotá, Medellín, Cúcuta, Tunja y Manizales dentro de los primeros 50 municipios a priorizar. Nótese que la mayoría de estas ciudades se encuentran en la denominada región andina, la cual se caracteriza porque un sinnúmero de sus corrientes no cuentan con la capacidad de diluir la carga vertida por estas grandes poblaciones.

Así mismo, se aprecia en la Figura 4-26 la existencia de municipios dentro de las cuencas del Bajo Magdalena y San Jorge, que podrían indicar la baja dilución de las corrientes aledañas a estos municipios. Este argumento se puede estudiar con base en el mapa de escorrentía de estas dos cuencas, resultado de un balance hídrico de largo plazo, el cual se presenta en la Figura 4-27.

Figura 4-27. Escorrentía anual de las cuencas del Río San Jorge y Bajo Magdalena, con las cabeceras municipales, que requieren de priorización de acuerdo al escenario 8



Del mapa anterior se evidencia que los municipios que requieren de priorización de acuerdo al escenario 8, se localizan en zonas que se caracterizan por contar con bajos

niveles de escorrentía (*e.g.* 57.6 mm/año). Este resultado es consecuente con los mapas de factores de asimilación (Figura 4-11), en los que se evidencia que para la cuenca del Río San Jorge en conjunto con la del Bajo Magdalena, las corrientes no cuentan con una magnitud de caudal adecuada que reduzca la concentración de los vertimientos de forma considerable.

- **Escenario 9**

En lo que hace referencia a este escenario, la Figura 4-26 muestra un predominio para la priorización de algunos municipios enmarcados dentro de las cuencas de los ríos Bogotá, Porce y Chicamocha. Estos resultados concuerdan con el escenario 4, en los que coinciden estas 3 cuencas.

Por otra parte, cabe anotar que de acuerdo al Anexo E, se observa que los municipios referentes a la cuenca del río Porce, predominan los ubicados dentro de la subcuenca del Río Medellín, *e.g.* Medellín, Envigado, Itagüí, Bello.

Al igual que en el escenario anterior se destaca la ciudad de Sincelejo (posición 42 del Anexo E), que resulta debido a los bajos factores de asimilación que cuentan las corrientes correspondientes a la cuenca del Río San Jorge, para esta zona.

- **Análisis de sensibilidad**

En este ítem se realiza un análisis de sensibilidad de los resultados, de acuerdo a las suposiciones que enmarcan este escenario. Para este análisis se varía la magnitud tasa de decaimiento de CT y se analizan los resultados reportados para cada caso. Los casos que se considerados, se presentan a continuación:

1. Caso 1: Se emplea una alta tasa de decaimiento de CT, correspondiente a 9.18 d^{-1} . Esta tasa es reportada por el estudio de Torres (2009) para el Río Teusacá, localizado en las inmediaciones del municipio de la Calera (Cundinamarca).
2. Caso 2: Se emplea la tasa de decaimiento de CT, calibrada por Raciny (2003) para el modelo ADZ-QUASAR, correspondiente a 0.052 d^{-1} .
3. Caso 3: Corresponde a la metodología propuesta por Uniandes-Minamb (2002), para la estimación de la tasa de decaimiento de CT. Para este caso se supuso una constante de decaimiento de 1.5 d^{-1} , para todo el país, afectado por la temperatura.

Se hizo la modelación para los tres casos planteados, empleando el modelo ADZ-QUASAR y el determinante CT. Posteriormente, de acuerdo a los criterios expuestos en este escenario, se obtiene el listado de los municipios que requieren de priorización. La Tabla 4-9, presenta el resumen de los primeros 20 municipios, de acuerdo a los tres casos planteados.

Tabla 4-9. Lista de municipios para los casos 1, 2 y 3

	<i>Caso 1</i>	<i>Caso 2</i>	<i>Caso 3</i>		<i>Caso 1</i>	<i>Caso 2</i>	<i>Caso 3</i>
1	<i>Madrid</i>	<i>Bogotá, D.C.</i>	<i>Tabio</i>	11	<i>Itagui</i>	<i>Cajicá</i>	<i>Funza</i>
2	<i>Mosquera</i>	<i>Villapinzón</i>	<i>Cajicá</i>	12	<i>Caldas</i>	<i>Sopó</i>	<i>Facatativá</i>
3	<i>Bogotá, D.C.</i>	<i>Chocontá</i>	<i>Sopó</i>	13	<i>Sabaneta</i>	<i>Zipaquirá</i>	<i>Malambo</i>
4	<i>Soledad</i>	<i>Guasca</i>	<i>Zipaquirá</i>	14	<i>La Estrella</i>	<i>Cogua</i>	<i>Soledad</i>
5	<i>Malambo</i>	<i>Tocancipá</i>	<i>Bogotá, D.C.</i>	15	<i>Aldana</i>	<i>Madrid</i>	<i>Caldas</i>
6	<i>Los Patios</i>	<i>Tabio</i>	<i>Madrid</i>	16	<i>Cajicá</i>	<i>La Calera</i>	<i>Sabaneta</i>
7	<i>Medellín</i>	<i>Chía</i>	<i>Chía</i>	17	<i>S. R de Viterbo</i>	<i>Mosquera</i>	<i>La Estrella</i>
8	<i>Floridablanca</i>	<i>Suesca</i>	<i>Mosquera</i>	18	<i>Firavitoba</i>	<i>Cota</i>	<i>Pamplona</i>
9	<i>Girón</i>	<i>Nemocón</i>	<i>Cota</i>	19	<i>Sincelejo</i>	<i>Facatativá</i>	<i>Chinácota</i>
10	<i>Envigado</i>	<i>Gachancipá</i>	<i>Bojacá</i>	20	<i>Bello</i>	<i>Bojacá</i>	<i>Piedecuesta</i>

Con base en la Tabla 4-9, se aprecia un cambio sustancial en el orden de los municipios, de acuerdo a las constantes de decaimiento seleccionadas. Nótese que para el caso 1, cuatro (4) posiciones corresponden a municipios localizados dentro de la cuenca del Río Bogotá. Para el segundo caso, las veinte (20) posiciones son ocupadas por municipios dentro de esta cuenca, mientras que para el caso 3, los primeros 12 municipios se encuentran enmarcados dentro de la cuenca de este importante río.

Así mismo, para los casos 1 y 3, se destacan algunos municipios localizados dentro de la subcuenca del Río Medellín (*e.g.* Sabaneta, Caldas) y otros municipios como Soledad (Atlántico). Este último sobresale por la proximidad con la ciudad de Barranquilla, a pesar que el cuerpo receptor (Río Magdalena), posee un caudal y coeficiente de decaimiento considerable.

En lo referente al caso 2, la localización de los 20 municipios aguas arriba de la ciudad de Bogotá, se debe a la baja magnitud de la tasa de decaimiento de CT ($0.052d^{-1}$). Esto indica que las corrientes no cuentan con la capacidad de degradación para disminuir las concentraciones a límites permisibles, y por ende estos municipios son responsables de que las concentraciones aguas abajo, sobrepasan estos límites, afectando de manera sustancial a la capital del país.

Para cada caso, se reportaron los primeros 118 municipios, con el propósito de efectuar una comparación coherente con el escenario 9. De los 118 municipios reportados por el escenario 9, el 43.2% de éstos se enmarca dentro del listado referente al caso 1; el 48.3% para el caso 2; y el 79.6% para el caso 3. De esto se concluye que los resultados de la metodología propuesta por Uniandes-Minamb (2002), para la estimación de la tasa de decaimiento de CT, tiene la mayor similitud con la metodología propuesta para el presente estudio.

De acuerdo a los análisis expuestos, se puede concluir que la variación de la constante de reacción, cambia los resultados de la priorización, por lo que resulta conveniente estimar adecuadamente este parámetro para evitar soluciones incorrectas.

- **Escenario 10**

Los resultados de este escenario, muestran una coincidencia con el escenario anterior, en lo referente a la posición de la cuenca del Río Bogotá (Figura 4-26). Esta cuenca es la que presenta el mayor número de municipios que requieren de priorización en STARM. Así mismo, cabe destacar que para la cuenca del Río Porce, este escenario comparte 9 municipios en común, con el escenario 9.

De igual forma se aprecia de la Figura 4-26, que los municipios que demandan de atención prioritaria están enmarcados dentro de las Cuencas de los Ríos Bogotá, Alto Cauca hasta el Río La Vieja, Porce, La Vieja, Suárez y Chicamocha. Cabe anotar que con excepción de la cuenca del Río La Vieja, las cuencas restantes son las seleccionadas por el PND 2006-2010 para priorización en STARM.

- **Análisis de sensibilidad**

Con el propósito de estudiar la sensibilidad de los resultados, se opta por proponer diferentes combinaciones de pesos para las variables propuestas, cuyas magnitudes se registran en la Tabla 4-10.

Tabla 4-10. Combinaciones de pesos relativos correspondientes a las variables de los municipios

	<i>POB</i>	<i>NBI</i>	<i>CAC</i>	<i>CAL</i>	<i>PTAP</i>	<i>DIM</i>	<i>PVULN</i>
<i>Combinación 1</i>	14.29%	14.29%	14.29%	14.29%	14.29%	14.29%	14.29%
<i>Combinación 2</i>	20.00%	6.67%	6.67%	6.67%	20.00%	20.00%	20.00%
<i>Combinación 3</i>	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%	0.00%
<i>Combinación 4</i>	0.00%	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%
<i>Combinación 5</i>	5.76%	18.12%	9.12%	10.30%	14.23%	22.61%	19.86%

La combinación 1, proporciona igual importancia para todas las variables propuestas. La combinación 2, propone un peso del 20% para el conjunto de variables NBI, CAC y CAL, debido a que estas variables son las que poseen mayor correlación entre sí, de acuerdo a la Tabla 4-5, así como la mayor correlación con el componente *CI*. En lo que respecta a la combinación 3, se descarta el efecto de PVULN, y se aporta igual importancia a las variables restantes. La combinación 4 es similar a la 3, suprimiendo el efecto de POB y suministrando la misma importancia para las variables restantes. La combinación 5 corresponde a las magnitudes de los pesos, como resultado del análisis de componentes principales (ACP).

De acuerdo a las combinaciones propuestas en la Tabla 4-10, se aplica la ecuación (2.64) y con base en el ajuste de la función beta acumulada, se obtienen los municipios para cada

combinación planteada En la Tabla 4-11 se registra el listado de los primeros 15 municipios, para las diferentes combinaciones.

Tabla 4-11. Listado de los primeros 15 municipios de acuerdo a las combinaciones propuestas

	<i>Combinación 1</i>	<i>Combinación 2</i>	<i>Combinación 3</i>	<i>Combinación 4</i>	<i>Combinación 5</i>
1	Medellín	Facatativá	Medellín	Medellín	Medellín
2	Facatativá	Medellín	Facatativá	Sopó	Sopó
3	Manizales	Sopó	Manizales	Facatativá	Facatativá
4	Sopó	Funza	Sopó	Manizales	Mosquera
5	Funza	Mosquera	Funza	Funza	Funza
6	Zipaquirá	Zipaquirá	Zipaquirá	Zipaquirá	Manizales
7	Mosquera	Manizales	Mosquera	Mosquera	Zipaquirá
8	Bogotá, D.C.	Sogamoso	Bogotá, D.C.	Bogotá, D.C.	Sogamoso
9	Tunja	Fusagasugá	Bucaramanga	Tunja	Bogotá, D.C.
10	Sogamoso	Bogotá, D.C.	Pasto	Sogamoso	Tunja
11	Calarca	Chiquinquirá	Dosquebradas	Calarcá	Calarcá
12	Palmira	Tunja	Sogamoso	Palmira	Fusagasugá
13	Fusagasugá	Calarcá	Tunja	Fusagasugá	Palmira
14	Quimbaya	Quimbaya	Pereira	Quimbaya	Chiquinquirá
15	Chiquinquirá	Tocancipá	Palmira	Chiquinquirá	Tocancipá

En la tabla anterior se aprecia que los municipios no conservan su posición para todas las combinaciones planteadas. No obstante, se presentan municipios que conservan su lugar en al menos tres de las combinaciones. Es el caso de la ciudad de Medellín que se ubica en primer lugar para todas las combinaciones, con excepción de la segunda. Así mismo se destaca el municipio de Zipaquirá, cuya sexta posición es conservada, exceptuando la última combinación. Otros municipios como Funza, Bogotá D.C y Quimbaya mantienen en tres (3) combinaciones la misma posición.

A pesar de que los municipios no conservan las mismas posiciones, para las diferentes combinaciones, es evidente la existencia de un grupo de éstos cuya posición varía en un rango limitado. Es el caso de ciudades como Bogotá, Medellín y Manizales cuya ubicación se encuentra dentro de las primeras diez (10) posiciones, para todas las combinaciones propuestas. Así mismo, se destacan ciudades de tamaño mediano como Facatativá, Funza, Zipaquirá, Tunja, Sogamoso, Fusagasugá y Chiquinquirá en las que la mayoría, se encuentran clasificadas dentro de las primeras quince (15) posiciones, para las diferentes combinaciones planteadas.

Los resultados de estas combinaciones son comparables con los reportados para el escenario 9. Éste último considera únicamente el criterio PVULN, asignándole un peso relativo de uno (1) y cero (0) para los criterios restantes. Al realizar una analogía entre los

resultados de los escenarios 9 y 10 (Anexo E), se puede evidenciar un cambio notorio en los resultados de cada uno, notándose un orden de prelación diferente.

De acuerdo al análisis expuesto con anterioridad, se concluye que los resultados de la priorización son robustos, mostrando que un ligero cambio en la magnitud de sus pesos relativos, no altera drásticamente la lista de municipios. Se requiere un cambio sustancial en los pesos relativos para que el orden de prioridad de los municipios sea diferente.

4.7.2 Comparación de resultados con Uniandes-Minamb (2002)

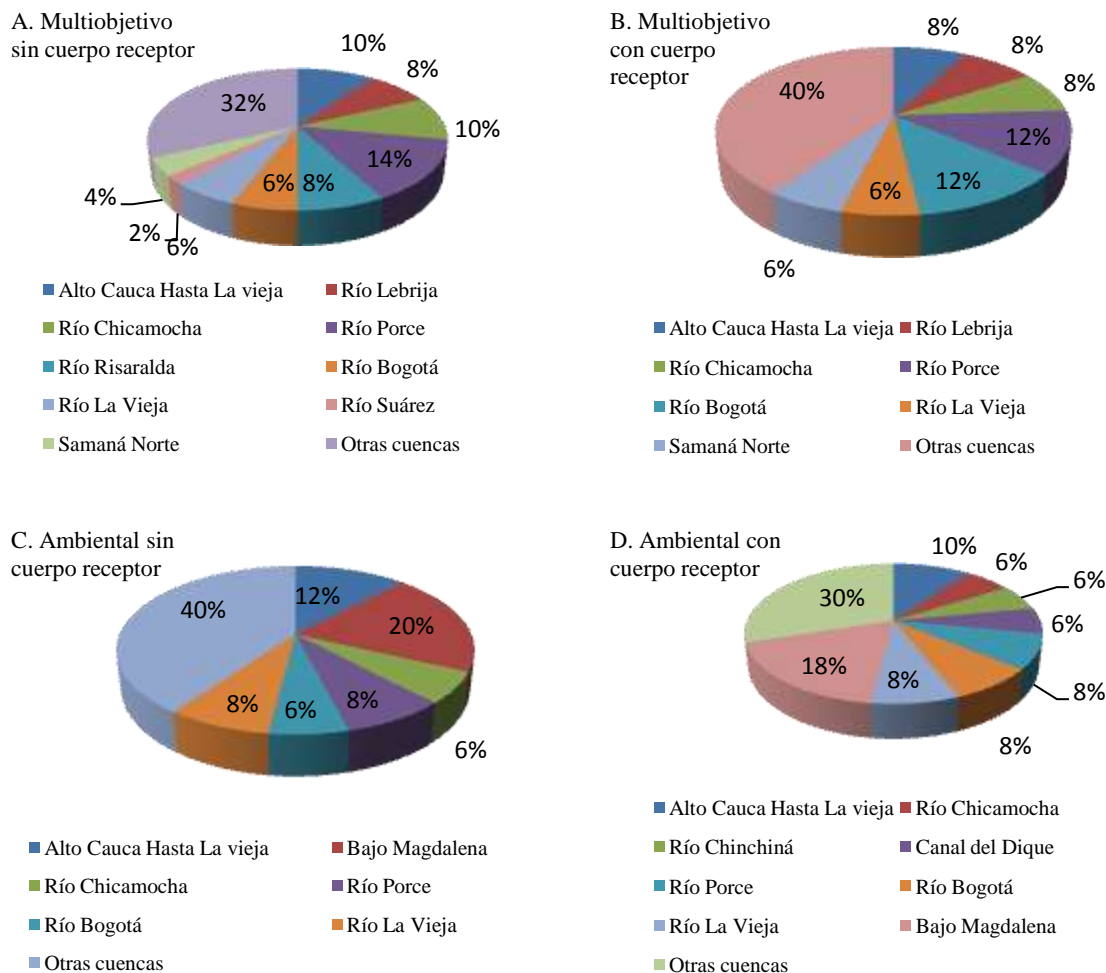
En este numeral se realiza una comparación de los primeros 50 municipios, obtenidos de la aplicación de la metodología propuesta en la presente investigación y los resultados derivados del estudio de Uniandes-Minamb (2002)

Para un adecuado análisis, se contemplan los municipios resultado del análisis multiobjetivo de Díaz-Granados *et al.* (2002) y el enfocado en criterios ambientales. Para estos dos casos, el estudio de Uniandes-Minamb (2002), consideraba o no el cuerpo receptor al cual estaba vertiendo, diferenciándolos y asignando unos pesos relativos, cuyas magnitudes se presentan en la Tabla 4-12.

Tabla 4-12. Pesos según cuerpo receptor. Tomado de Díaz-Granados *et al.* (2002)

<i>Tipo</i>	<i>Drenaje</i>	<i>Peso</i>
<i>A</i>	<i>Laguna, ciénaga, humedal y represa</i>	<i>1</i>
<i>B</i>	<i>Río, arroyo, acequía, canal, caño, quebrada, tubería y manatí</i>	<i>0.7</i>
<i>C</i>	<i>Campo de infiltración, finca, potrero y pozo</i>	<i>0.6</i>
<i>D</i>	<i>Bahía y océano</i>	<i>0.5</i>

Los 50 primeros municipios resultado del estudio de Uniandes-Minamb (2002), para los diferentes casos propuestos, se presentan en el Anexo F. De igual forma éstos son agrupados de acuerdo a las cuencas seleccionadas en el presente estudio, tal como se presenta en la Figura 4-28.

Figura 4-28. Primeros 50 municipios clasificados por cuencas del estudio de Uniandes-Minamb (2002)

De la Figura anterior se aprecia, que para los cuatro casos analizados, se destacan algunos municipios enmarcados dentro de las cuencas de los Ríos Porce y Alto Cauca hasta la Vieja, en los que existe una participación mínima del 8% para todos los casos. En un segundo grupo se destacan municipios pertenecientes a las cuencas de los Ríos Chicamocha, La Vieja y Bogotá con un porcentaje mínimo del 6%.

Igualmente se evidencia del Anexo F y de la Figura 4-28, que la inclusión de la característica del cuerpo receptor, cambia la configuración del listado de municipios. No obstante, se conserva el 84% de los municipios para el escenario multiobjetivo y 94% para el enfocado en los criterios ambientales. Esto significa que los resultados presentan una baja sensibilidad y gran robustez, indicando que de cierta forma la inclusión del cuerpo receptor no cuenta con mayor incidencia en los resultados de priorización.

Por otra parte, se puede observar que de acuerdo a los resultados reportados para los criterios ambientales, la cuenca del Bajo Magdalena cuenta con un alto número de

municipios que requerirían de priorización (Figura 4-28 C y D). Haciendo un símil con los factores de asimilación (Figura 4-11) y con el mapa de escurrimiento para esta cuenca (Figura 4-27), se infiere que estos municipios son resultado por la baja disponibilidad hídrica y por ende la baja asimilación que poseen las corrientes receptoras en estas zonas.

Así mismo, el reporte de los municipios de la cuenca del Bajo Magdalena, se debe a los criterios de longitud crítica (se considera un tramo crítico aquel que presenta concentraciones de CT superiores a 20000 NMP/100ml al paso de uno o más municipios aguas abajo en la red de drenaje), utilizados por Uniandes-Minamb (2002). Este estudio evaluó y confrontó los escenarios planteados con base en este criterio. Al realizar una comparación entre los criterios evaluados para los dos estudios, se evidencia que el énfasis de Uniandes-Minamb es la priorización de acuerdo a reducción de tramos críticos, mientras que el presente estudio está enfocado en la reducción de la población vulnerable.

Para realizar una comparación objetiva entre estudios, es perentorio seleccionar los escenarios con criterios similares. Es el caso del escenario 8, del presente estudio, y los referentes al los criterios ambientales del estudio de Uniandes-Minamb (2002). Analizando los primeros 50 municipios reportados para estos dos casos (Anexo E y Anexo F), es posible determinar que el 40% de los municipios coincide dentro de este rango.

De igual forma, es posible realizar la comparación entre los criterios ambientales y el escenario 9, cuyo énfasis responde a la reducción de la población vulnerable a la contaminación. Esta comparación determina que existe una coincidencia del 22% y 18%, de los primeros 50 municipios, para los casos referentes con y sin cuerpo receptor, respectivamente.

De acuerdo al análisis expuesto en los dos párrafos anteriores, se puede analizar que el escenario 8 es más compatible con los criterios ambientales expuestos por Uniandes-Minamb (2002).

Para la evaluación y comparación del escenario 10 con Uniandes-Minamb (2002), se seleccionan los casos referentes a los análisis multiobjetivo expuestos para los dos estudios. Al confrontar los listados de municipios para los tres casos (Escenario 10, Uniandes-Minamb con y sin cuerpo receptor), se aprecia que las ciudades de Bogotá, Medellín, Manizales y Tunja se encuentran posicionados dentro de los primeros 10 lugares. Esto indica que a pesar de que se consideran distintos criterios de evaluación, estas ciudades requieren de una intervención prioritaria en el manejo de los vertimientos de las aguas residuales domésticas.

En lo referente a los primeros 50 municipios, se aprecia que los resultados del escenario 10 y Uniandes-Minamb sin cuerpo receptor, apuntan a prestar mayor interés en algunos municipios enmarcados dentro de las cuencas de los ríos Porce, Alto Cauca hasta La Vieja,

Chicamocha y Bogotá. Existe un 34% de coincidencias entre los dos casos expuestos, en los que la cuenca del Río Chicamocha presenta el mayor número de concurrencias destacándose las cabeceras municipales de Sogamoso, Paipa, Duitama y Málaga.

Haciendo un análisis entre el escenario 10 y Uniandes-Minamb con cuerpo receptor (similar al expuesto en el párrafo anterior), se puede demostrar que las coincidencias entre municipios para los dos escenarios aumenta a 36%. Al igual que el caso de Uniandes-Minamb sin cuerpo receptor, la cuenca del Río Chicamocha presenta el mayor número de concurrencias con las mismas cabeceras municipales, con excepción del municipio de Málaga.

De esta forma se puede concluir que a pesar de la utilización de criterios diferentes, para los dos estudios, los municipios de la cuenca del Río Chicamocha, referentes a Sogamoso, Paipa y Duitama, requieren de una intervención prioritaria. De forma preliminar, se podría avalar la priorización de estos municipios de acuerdo al PND-2006-2010 (Tabla 4-4), no obstante se sugiere que se haga un estudio de detalle que acredite la implementación de sistemas de tratamiento en estos municipios.

Al realizar un análisis de los municipios reportados por Uniandes-Minamb (2002) con cuerpo receptor (Anexo F), se evidencia que los municipios de Sibaté y Bojacá se ubican en las dos primeras posiciones. Esto es debido a que estos municipios vierten sus residuos en cuerpos lénticos y ese estudio da mayor prioridad a los vertimientos en estos cuerpos. Contrario a los criterios expuestos por Uniandes-Minamb, el presente estudio reporta mayor prelación para los vertimientos en cuerpos lóticos que los lénticos. Esto debido a que la capacidad de asimilación de los segundos, es generalmente mayor, gracias al volumen y a los bajos tiempos de retención que los caracterizan.

Por último, se realiza una comparación entre los resultados de Uniandes-Minamb (2002) y los municipios incluidos dentro de las cuencas priorizadas por PND (2006-2010), con el objeto de estudiar su correspondencia.

En la Tabla 4-13 se presentan el número de municipios que coinciden con la priorización establecida por el PND 2006-2010, y los criterios empleados por Uniandes-Minamb (2002) considerando el reporte para los primeros 50 municipios.

Tabla 4-13. Cantidad de municipios que coinciden en la priorización establecida por el PND 2006-2010 respecto a los criterios de Uniandes-Minamb (2002)

<i>Cuenca</i>	<i>Número de municipios priorizados PND 2006-2010</i>	<i>Criterio Uniandes-Minamb (2002)</i>			
		<i>Multiobjetivo sin cuerpo receptor</i>	<i>Multiobjetivo con cuerpo receptor</i>	<i>Ambiental sin cuerpo receptor</i>	<i>Ambiental con cuerpo receptor</i>
<i>Río Bogotá</i>	42	3	6	3	4
<i>Río Chicamocha</i>	21	5	4	3	3
<i>Río Porce</i>	10	7	6	4	4
<i>Río Suárez</i>	26	1	1	0	0
<i>Alto Cauca</i>	19	5	4	6	5

De los 50 municipios analizados por Uniandes-Minamb (2002), se presenta una alta coincidencia con respecto a los reportados en la Tabla 4-4, para la cuenca del río Porce, en la cual se encuentra contenida la cuenca del río Medellín (*i.e.* se presentan hasta 7 coincidencias de 10 municipios registrados). En tanto que la menor coincidencia se registra para los municipios de la cuenca del río Suárez.

Con respecto a los criterios de evaluación, seleccionados por Uniandes-Minamb (2002), se aprecia de la Tabla 4-13 que los criterios multiobjetivo presentan en general, mayores coincidencias que los criterios ambientales, con excepción de la cuenca del Alto Cauca.

Con base en los resultados de la Tabla 4-13, es posible inferir que existe una baja correlación entre los resultados del estudio de Uniandes-Minamb (2002) y los municipios reportados por PND 2006-2010, con excepción de la cuenca del río Porce. Esto indica que, con excepción de las poblaciones enmarcadas dentro de la cuenca del Río Medellín, los municipios restantes reportados en PND 2006-2010, no consideraron como base la priorización municipal reportada por Uniandes-Minamb (2002).

4.8 Priorización por cuenca

El objetivo de este numeral es realizar la priorización a nivel de cuenca, empleando una metodología similar a la realizada para la priorización municipal y empleando los criterios propuestos en la sección 3.7.2.

Para esto se procuró seleccionar cuencas de primer y segundo orden, de acuerdo a la zonificación de cuencas reportada por el IDEAM. En total, se escogieron noventa y tres (93) cuencas, las cuales se reportan en la Tabla 4-14.

Tabla 4-14. Listado de cuencas seleccionadas para priorización

No	Cuenca	No	Cuenca	No	Cuenca	No	Cuenca
1	Alta Guajira	25	Norte S. Nevada de Santa Marta	48	Río Cusiana	71	Río Risaralda
2	Alto Caquetá antes de Ortegaza	26	Occidente S. Nevada de Santa Marta	49	Río Guainía	72	Río Saldaña
3	Alto Catatumbo	27	Ortegaza	50	Río Guaitará	73	Río San Juan
4	Alto Cauca Hasta La vieja	28	Río Alicante	51	Río Gualí	74	Río Sanguiana - Patía Norte
5	Alto Magdalena	29	Río Alpujarra	52	Río Guarinó	75	Río Sardinata
6	Alto Magdalena hasta Suaza	30	Río Apaporis	53	Río Guayabero	76	Río Suárez
7	Alto Meta	31	Río Arauca	54	Río Humea	77	Río Suaza
8	Alto Nechi	32	Río Ariari	55	Río Inírida	78	Río Sucio
9	Alto Patía	33	Río Ariporo	56	Río Juanambú	79	Río Sumapaz
10	Baja Guajira	34	Río Atabajo	57	Río La Miel	80	Río Tarra
11	Bajo Caquetá	35	Río Atrato	58	Río Lebrija	81	Río Tolo
12	Bajo Cauca	36	Río Bache	59	Río Manacacias	82	Río Torare
13	Bajo Guaviare	37	Río Baudó - Directos	60	Río Mayo	83	Río Tua
14	Bajo Magdalena	38	Río Cañaveral	61	Río Micay	84	Río Upía
15	Bajo Meta	39	Río Casanare	62	Río Mira-Guiza	85	Río Vaupés
16	Bajo Nechi	40	Río Cesar	63	Río Negro	86	Río Vichada
17	Bajo Patía	41	Río Chenche	64	Río Neiva	87	Río Yaguará
18	Bajo Sogamoso	42	Río Chicamocha	65	Río Opón	88	Río Zulia
19	Bogotá	43	Río Chinchiná	66	Río Otún	89	Río Negro (Meta)
20	Canal del Dique	44	Río Cimitarra	67	Río Paez	90	Samaná Norte
21	La vieja	45	Río Coello	68	Río Pautó	91	San Andrés y Providencia
22	Medio Cauca	46	Río Coyanero - Dagua	69	Río Porce	92	San Jorge
23	Medio Guaviare	47	Río Cravo Sur	70	Río Putumayo	93	Sinú - Caribe
24	Medio Magdalena						

Al igual que la metodología empleada para priorización municipal, es necesario homogenizar los criterios seleccionados para que puedan ser comparados entre sí. Se estandarizaron de acuerdo al mejor ajuste a la función beta acumulada con base en los histogramas acumulados de cada criterio.

A continuación se registran las gráficas de los histogramas acumulados (línea de color azul) y de la función Beta -acumulada (línea de color verde), con los parámetros calibrados para las diferentes variables consideradas.

Figura 4-29. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del NBI estandarizado

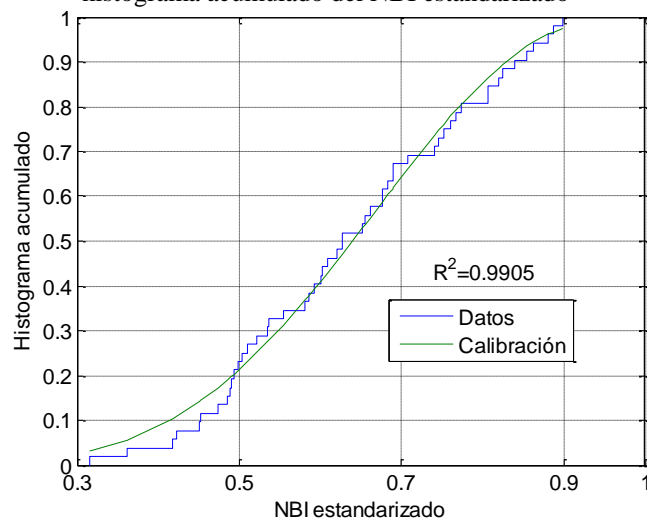


Figura 4-30. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado de CAC estandarizada

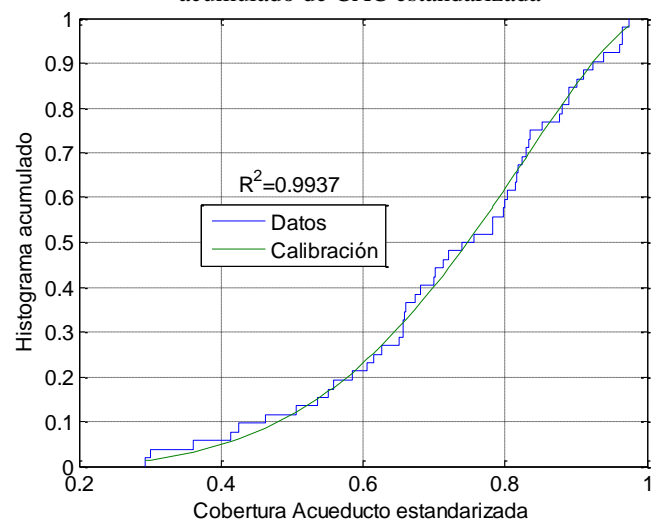


Figura 4-31. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado a la CAL estandarizada

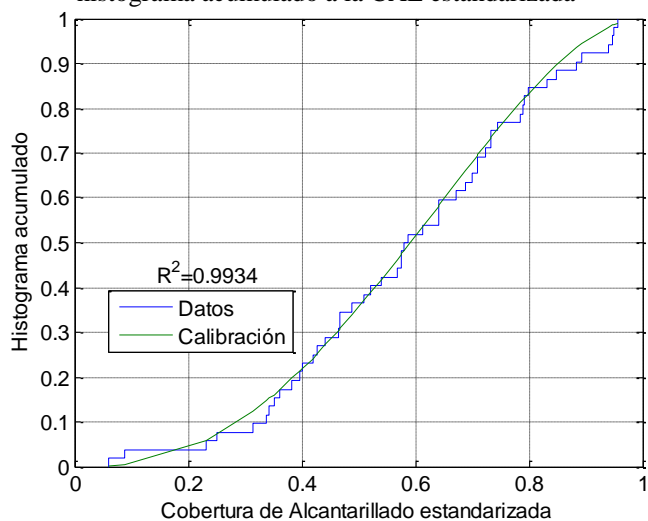


Figura 4-32. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado de % PTAP

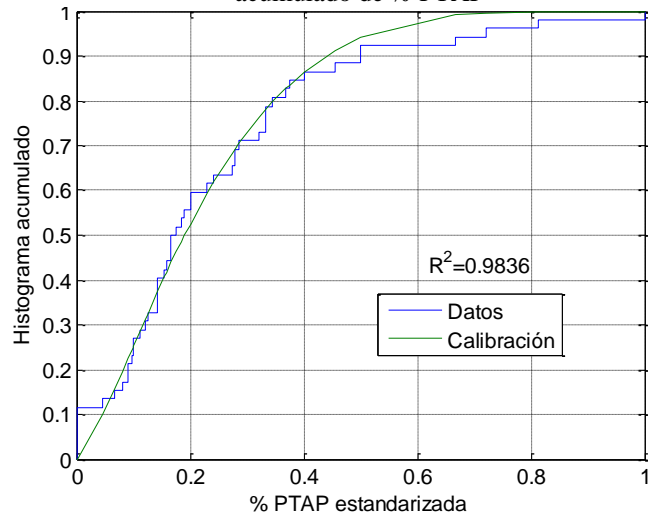
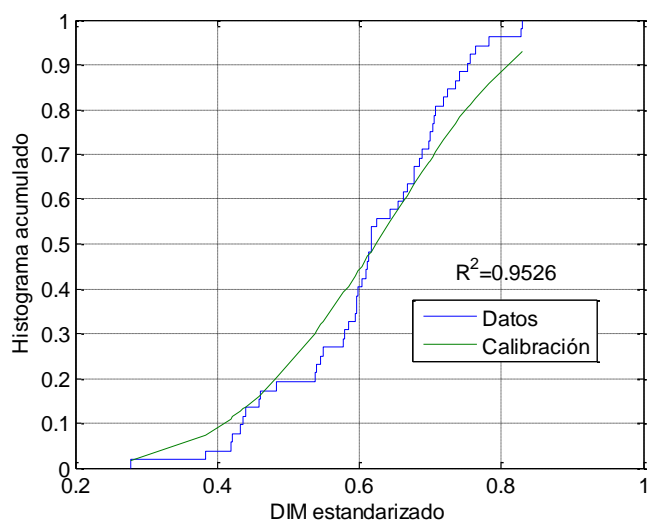
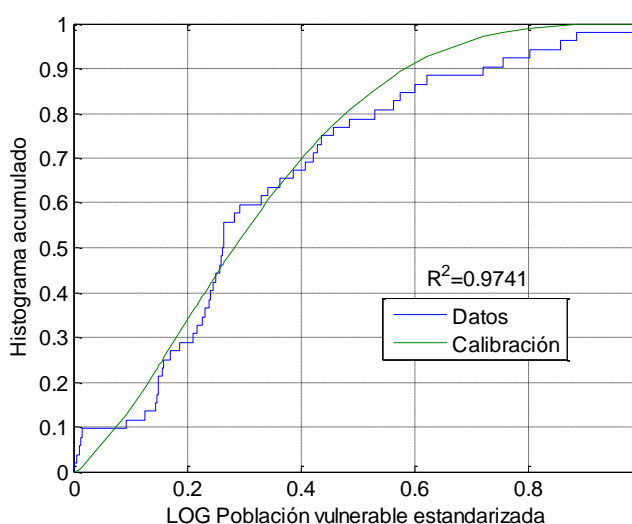


Figura 4-33. Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del DIM estandarizada**Figura 4-34.** Ajuste de la función beta acumulada al histograma acumulado del logaritmo de la PVULN

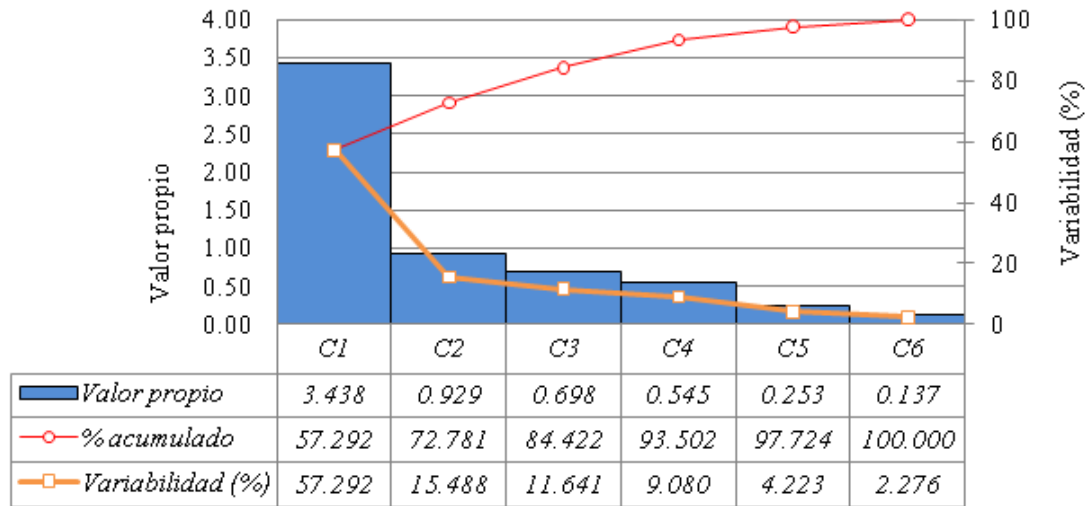
Posteriormente, se calcula la matriz de correlación de las variables seleccionadas, con el propósito de estudiar la existencia de relaciones lineales entre las mismas.

Tabla 4-15. Matriz de correlación de las variables de priorización a nivel de cuenca

<i>Variables</i>	<i>NBI</i>	<i>CAC</i>	<i>CAL</i>	<i>PTAP</i>	<i>DIM</i>	<i>PVULN</i>
<i>NBI</i>	<i>1</i>	0.669	0.749	0.348	0.623	0.544
<i>CAC</i>	0.669	<i>1</i>	0.845	0.205	0.453	0.500
<i>CAL</i>	0.749	0.845	<i>1</i>	0.273	0.457	0.526
<i>PTAP</i>	0.348	0.205	0.273	<i>1</i>	0.130	0.291
<i>DIM</i>	0.623	0.453	0.457	0.130	<i>1</i>	0.293
<i>PVULN</i>	0.544	0.500	0.526	0.291	0.293	<i>1</i>

Al igual que en la sección de priorización municipal, se aprecia una excelente correlación entre las variables CAC, CAL y NBI. Así mismo cabe destacar la buena relación existente entre las variables DIM y NBI.

Posteriormente, se realiza el ACP con el objeto de reducir el número de variables, descartando la menor cantidad de información posible. Se presenta el gráfico de valores propios, así como las curvas de variabilidad simple y acumulado de los componentes, tal como se muestra en la Figura 4-35.

Figura 4-35. Valores propios y variabilidad de los componentes principales para priorización a nivel de cuenca

De acuerdo a los criterios del gráfico de autovalores (línea anaranjada, Figura 4-35) y de la selección de componentes cuyo valor unitario sea mayor a uno (1.0), se requieren de solo dos componentes principales. No obstante, resulta necesario estudiar las magnitudes de los elementos de los vectores propios correspondientes a la variable PVULN. La

Figura 4-16 registra la matriz de los vectores propios, correspondiente a los 6 componentes principales.

Tabla 4-16. Vectores propios de los componentes principales para priorización a nivel de cuenca

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
NBI	0.483	-0.040	0.179	0.029	0.798	-0.308
CAC	0.462	-0.181	-0.287	-0.396	-0.431	-0.573
CAL	0.482	-0.102	-0.236	-0.369	0.059	0.750
PTAP	0.226	0.881	0.330	-0.195	-0.161	-0.005
DIM	0.357	-0.362	0.718	0.287	-0.361	0.116
PVULN	0.377	0.219	-0.454	0.766	-0.130	0.031

Nótese que es necesario incluir hasta *C4*, debido a que este componente es explicado, en mayor medida, por PVULN. La inclusión de los primeros cuatro componentes explican el 93.5% de la variabilidad de los datos de acuerdo a la Figura 4-35.

Siguiendo con la metodología expuesta, se registra a continuación la matriz de correlaciones entre los componentes seleccionados y las variables propuestas,

Tabla 4-17. Matriz de correlaciones entre los componentes principales seleccionados y las variables originales

<i>Variables/Componentes</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>
<i>NBI</i>	0.895	-0.039	0.150	0.021
<i>CAC</i>	0.857	-0.174	-0.240	-0.292
<i>CAL</i>	0.894	-0.099	-0.197	-0.272
<i>PTAP</i>	0.419	0.849	0.276	-0.144
<i>DIM</i>	0.662	-0.349	0.600	0.212
<i>PVULN</i>	0.698	0.211	-0.379	0.565

De la Tabla 4-17, se puede observar que *C1* está bien correlacionada con las variables *NBI*, *CAC* y *CAL*. Con relación a las variables *DIM* y *PVULN* se aprecia que la magnitud de la correlación es aceptable. En lo que concierne a *C2*, *C3* y *C4*, las variables que explican en una buena proporción estos componentes, corresponden a *PTAP*, *DIM* y *PVULN*, respectivamente.

Posteriormente se realiza una combinación lineal de los cuatro componentes seleccionados, y se estiman los coeficientes de esta relación como los porcentajes de variabilidad normalizados al 100%, es decir:

$$0.613 \cdot C_1 + 0.166 \cdot C_2 + 0.125 \cdot C_3 + 0.097 \cdot C_4 \quad (4.16)$$

Usando la ecuación anterior y los elementos de los vectores propios, es posible estimar los pesos de cada variable, normalizando los coeficientes resultantes de la aplicación de la ecuación (4.16). De esta manera los pesos para las diferentes variables se reportan en la Tabla 4-18.

Tabla 4-18. Coeficientes y pesos relativos para priorización a nivel de cuenca.

	<i>Coeficientes</i>	<i>Peso %</i>
<i>NBI</i>	0.314	19.96%
<i>CAC</i>	0.179	11.38%
<i>CAL</i>	0.213	13.55%
<i>PTAP</i>	0.306	19.47%
<i>DIM</i>	0.276	17.54%
<i>PVULN</i>	0.285	18.10%
<i>Suma</i>	1.574	100.00%

De acuerdo con la tabla anterior, se observa que las magnitudes de los pesos relativos son relativamente homogéneos, por lo que la priorización va estar influenciada por todas las variables en conjunto. No obstante cabe anotar, que las variables *NBI* y *PTAP* presentan pesos relativos cercanos a 20% cada una, mientras que *CAC* es la que menor peso ostenta.

Al igual que en la priorización municipal, se realiza un análisis de sensibilidad para estudiar la robustez de los resultados. Se proponen las siguientes combinaciones de pesos relativos para las diferentes variables propuestas.

Tabla 4-19. Combinaciones propuestas para análisis de sensibilidad de cuencas

	<i>NBI</i>	<i>CAC</i>	<i>CAL</i>	<i>%PTAP</i>	<i>DIM</i>	<i>POBVULN</i>
Combinación 1	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%	16.67%
Combinación 2	19.96%	11.38%	13.55%	19.47%	17.54%	18.10%
Combinación 3	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	100.00%
Combinación 4	6.67%	6.67%	6.67%	26.67%	26.67%	26.67%
Combinación 5	26.67%	26.67%	26.67%	6.67%	6.67%	6.67%

Con base en las combinaciones reportadas en la Tabla 4-19, se aprecia que la combinación 1, proporciona igual importancia a todas las variables propuestas. La combinación 2, corresponde a las magnitudes resultado del ACP, y la combinación 3 enfatiza en la población afectada aguas abajo de los vertimientos.

En lo que corresponde a la combinación 4 se proporciona un peso del 20% para las variables NBI, CAC y CAL, y 80% para las variables restantes. La selección de un porcentaje inferior para las variables mencionadas, se hace debido a que éstas presentan una buena correlación entre sí, y por ende requieren de un peso inferior. Por último, en la combinación 5 se intercambian los porcentajes reportados para el escenario 4, proporcionando total importancia a las variables con mayor correlación o al componente *CI*.

Con base en los ajustes obtenidos para las variables seleccionadas (Figura 4-29 a Figura 4-34), en las combinaciones propuestas (Tabla 4-19) y adicionalmente empleando la ecuación (2.64), se puede obtener el listado de cuencas, que requieren de intervención prioritaria. En la Tabla 4-20 se reportan los primeros 10 cuencas de acuerdo a las combinaciones planteadas.

Conforme a la Tabla 4-20, se evidencia que la cuenca del Río Bogotá encabeza la lista para todas las combinaciones propuestas. Así mismo, se destacan las cuencas del Alto Cauca hasta la confluencia del río La Vieja y la del río Porce, que para todas las combinaciones se encuentran entre las 10 primeras posiciones.

Tabla 4-20. Listado de las primeras 10 cuencas de acuerdo a las combinaciones propuestas

	<i>Combinación 1</i>	<i>Combinación 2</i>	<i>Combinación 3</i>	<i>Combinación 4</i>	<i>Combinación 5</i>
1	<i>Río Bogotá</i>	<i>Río Bogotá</i>	<i>Río Bogotá</i>	<i>Río Bogotá</i>	<i>Río Bogotá</i>
2	<i>Alto Cauca Hasta Río La Vieja</i>	<i>Alto Cauca Hasta Río La Vieja</i>	<i>Alto Cauca Hasta Río La Vieja</i>	<i>Alto Cauca Hasta Río La Vieja</i>	<i>Río Porce</i>
3	<i>Río Porce</i>	<i>Río Porce</i>	<i>Bajo Magdalena</i>	<i>Bajo Magdalena</i>	<i>Río Chinchiná</i>
4	<i>Río Chinchiná</i>	<i>Río Chinchiná</i>	<i>Río Porce</i>	<i>Río Porce</i>	<i>Río Otún</i>
5	<i>Río Otún</i>	<i>Río Lebrija</i>	<i>Río Zulía</i>	<i>Río Lebrija</i>	<i>Río La Vieja</i>
6	<i>Río La Vieja</i>	<i>Río Otún</i>	<i>Río Lebrija</i>	<i>Río Chinchiná</i>	<i>Río Lebrija</i>
7	<i>Río Lebrija</i>	<i>Río La Vieja</i>	<i>Río Neiva</i>	<i>Río Otún</i>	<i>Río Juanambú</i>
8	<i>Río Zulía</i>	<i>Río Zulía</i>	<i>Río Chicamocha</i>	<i>Río La Vieja</i>	<i>Río Zulía</i>
9	<i>Río Juanambú</i>	<i>Bajo Magdalena</i>	<i>Río La Vieja</i>	<i>Río Zulía</i>	<i>Alto Cauca Hasta Río La Vieja</i>
10	<i>Río Humea</i>	<i>Río Humea</i>	<i>Río Suárez</i>	<i>Río Humea</i>	<i>Río Humea</i>

Es de resaltar que la cuenca del Alto Cauca hasta el Río La Vieja, se localiza en la segunda posición para todas las combinaciones, exceptuando la última. Esto indica que las variables PTAP, DIM y PVULN son esenciales para el posicionamiento de esta cuenca.

En lo que corresponde a la cuenca del río Porce, su rango de localización se encuentra entre la segunda y la cuarta posición, implicando una baja sensibilidad en los criterios empleados.

Se puede citar un segundo grupo de cuencas que se ubican entre las diez (10) primeras (en la mayoría de combinaciones), y corresponden a los Ríos Lebrija, La Vieja, Chinchiná, Otún y Zulía. Nótese que exceptuando la combinación 3, estas 5 cuencas se localizan generalmente entre el cuarto y el octavo lugar.

Por otra parte cabe anotar que la combinación 3 registra una clasificación totalmente diferente, inclusive surgiendo cuencas que no estaban reportadas en las demás combinaciones (e.g. Bajo Magdalena, Río Neiva, Río Chicamocha y Río Suárez). De acuerdo a esta combinación, se puede analizar que se requiere de un cambio drástico en la combinación de los pesos para lograr una configuración diferente en la lista de cuencas. Esto indica que el modelo propuesto tiene una baja sensibilidad a la configuración de los pesos, generándose resultados robustos.

Continuando con el análisis de la combinación 3, se aprecia que las cuencas del Bajo Magdalena y Río Neiva resultan por la afectación de las poblaciones de Barranquilla y Cartagena para la primera cuenca y del municipio Neiva para la segunda. En lo que concierne al reporte de las cuencas de los Ríos Suárez y Chicamocha, se debe porque involucra un sinnúmero de municipios inmersos dentro de estas cuencas. Cabe recordar

que estas dos últimas cuencas, están seleccionadas dentro de la priorización propuesta por el PND 2006-2010.

Entre las posiciones séptima a décima se aprecian las cuencas del los ríos Jaunambú y Humea, para algunas combinaciones. La primera cuenca resulta de los bajos niveles de los factores de asimilación que presenta esta zona del departamento de Nariño y además de la descarga residual de la ciudad de Pasto. En lo correspondiente a la cuenca del río Humea, se debe a la posible afectación que generan los municipios de Medina y San Juanito (Meta), en las corrientes aledañas a la ciudad de Villavicencio.

En este punto es necesario recalcar que no todos los municipios enmarcados dentro de estas cuencas, requieren de implementación en sistemas de tratamiento de agua residual. Es necesario efectuar una evaluación comparando la priorización municipal y a nivel de cuenca, con el objetivo de determinar los municipios que deben ser priorizados.

Así mismo, cabe resaltar que la metodología aquí propuesta, cuenta con un sinnúmero de limitaciones que podrían representar un alto nivel de incertidumbre. Por lo tanto la priorización por cuencas resulta útil para ubicar zonas que posiblemente requieran de priorización. Posterior a esto se debe realizar un estudio de detalle, de la zona seleccionada, con el fin de involucrar la mayor cantidad de procesos y variables, y de esta manera garantizar una adecuada reducción de la contaminación hídrica de las corrientes.

Los resultados de priorización de cuencas, reportados en el presente estudio, reflejan coherencia con los programas de saneamiento que reporta las bases del Plan Nacional de Desarrollo “Prosperidad para todos” (DNP, 2010), en los que se registran las cuencas de los Ríos Bogotá, Cauca, Medellín, Fonce, Chichiná, Chicamocha, Otún y Laguna de Fúquene. De acuerdo a los resultados y análisis referentes a la Tabla 4-20, se recomendaría la adición de las cuencas del Río Lebrija y Zulia.

Cabe anotar que el reporte de estas cuencas no implica la priorización de todos los municipios ubicados dentro de las mismas. Es necesario realizar una comparación entre la priorización municipal y a nivel de cuenca, con el fin de establecer los puntos más críticos dentro de ésta. Un procedimiento más responsable correspondería a efectuar un estudio detallado de las zonas críticas, con el fin de corroborar y posteriormente ejecutar las acciones pertinentes que mitiguen la contaminación de las corrientes y que permitan garantizar su uso para potabilización.

4.8.1 Comparación de resultados con Uniandes-Minamb (2002)

En este numeral se realiza una comparación entre los resultados de priorización de cuencas referentes al presente estudio y al de Uniandes-Minamb (2002). Al igual que en la sección

4.7.2, la confrontación se realiza para los escenarios: multiobjetivo y para el concerniente al enfoque ambiental.

En primera instancia es necesario reconocer que las cuencas seleccionadas difieren para los dos estudios, implicando un grado de complejidad en la evaluación y comparación de las mismas. A continuación se reportan el listado de las primeras 25 cuencas, reportadas por Uniandes-Minamb (2002), para los dos escenarios evaluados.

Tabla 4-21. Resultados de la priorización de cuencas para el estudio de Uniandes-Minamb (2002)

<i>Escenario</i>	<i>Multiobjetivo</i>	<i>Ambiental</i>	<i>Escenario</i>	<i>Multiobjetivo</i>	<i>Ambiental</i>
<i>Ranking</i>	<i>Cuenca</i>		<i>Ranking</i>	<i>Cuenca</i>	
<i>1</i>	<i>Medellín</i>	<i>Sogamoso</i>	<i>14</i>	<i>Santa Rosa de Osos</i>	<i>Sincelejo</i>
<i>2</i>	<i>Sogamoso</i>	<i>Ipiales</i>	<i>15</i>	<i>Ipiales</i>	<i>Aguadas</i>
<i>3</i>	<i>Bogotá</i>	<i>Bogotá</i>	<i>16</i>	<i>Toledo</i>	<i>La Unión</i>
<i>4</i>	<i>Bucaramanga</i>	<i>Ubaté</i>	<i>17</i>	<i>Fusagasugá</i>	<i>Pasto</i>
<i>5</i>	<i>Armenia</i>	<i>Garagoa</i>	<i>18</i>	<i>Pamplona</i>	<i>Cáqueza</i>
<i>6</i>	<i>Anserma</i>	<i>Fusagasugá</i>	<i>19</i>	<i>Ocaña</i>	<i>Santa Rosa de Osos</i>
<i>7</i>	<i>Garagoa</i>	<i>Anserma</i>	<i>20</i>	<i>Barbosa</i>	<i>Manizales</i>
<i>8</i>	<i>Manizales</i>	<i>Medellín</i>	<i>21</i>	<i>La Unión</i>	<i>Samaniego</i>
<i>9</i>	<i>Soatá</i>	<i>Cali</i>	<i>22</i>	<i>Zipaquirá</i>	<i>Barbosa</i>
<i>10</i>	<i>Ubaté</i>	<i>Soatá</i>	<i>23</i>	<i>Cáqueza</i>	<i>Málaga</i>
<i>11</i>	<i>Málaga</i>	<i>Armenia</i>	<i>24</i>	<i>Matanza</i>	<i>Toledo</i>
<i>12</i>	<i>Aguadas</i>	<i>Bucaramanga</i>	<i>25</i>	<i>Viani</i>	<i>Pamplona</i>
<i>13</i>	<i>Cali</i>	<i>Ocaña</i>			

Con base en la Tabla 4-21, se aprecia que la priorización difiere para los dos escenarios planteados, indicando que los resultados presentan una sensibilidad moderada. Nótese que de las primeras diez posiciones, tan sólo 4 municipios se localizan dentro de este rango para los dos escenarios propuestos.

En lo que respecta al escenario multiobjetivo, se aprecia que la cuenca del río Medellín se localiza en la primera posición (Tabla 4-21), mientras que para el escenario 10 la cuenca del Río Porce (que enmarca la subcuenca del Río Medellín), se ubica en la tercera posición (ver Combinación 2 de la Tabla 4-20). Así mismo, se puede observar que la cuenca del Río Bogotá, se localiza en el primer y tercer lugar para los escenarios 10 y multiobjetivo de Uniandes-Minamb, respectivamente. A pesar de que no coinciden en su posición, se resalta que para los dos estudios, la priorización de estas cuencas resulta relevante.

De igual forma los dos estudios coinciden en priorizar las cuencas de los ríos La Vieja (en la que se encuentra enmarcada la subcuenca de la ciudad de Armenia), Lebrija (contiene a

la zona de Bucaramanga), Chinchiná (contiene la zona de Manizales) y Suárez (contiene a la zona de Ubaté).

No existe la misma prelación entre la cuenca del Alto Cauca hasta el río La Vieja, ubicada en la segunda posición para el escenario 10, y la de zona de Cali (ubicada en el puesto 13) de acuerdo a Uniandes-Minamb (2002). De igual forma, la cuenca del río Otún no encuentra correspondencia para los primeras 25 cuencas consideradas por Uniandes-Minamb (2002).

Por otra parte de acuerdo a la Tabla 4-21, se observa que la zona de Cali está contenida dentro de la cuenca del Alto Cauca y Ubaté dentro del Suárez. No obstante se localizan en las posiciones 10 y 13, indicando una prioridad moderada.

En lo referente a los criterios ambientales de ambos estudios (combinación 3 de la Tabla 4-20 y Tabla 4-21), se aprecia que las cuencas similares no coinciden en las mismas posiciones. No obstante se aprecia una correspondencia, para las 10 primeras posiciones, con las cuencas referentes a los ríos Bogotá, Alto Cauca (zona de Cali), Porce (Medellín) y Chicamocha (Sogamoso y Soatá).

De la comparación expuesta, se puede concluir que a pesar de los diferentes criterios seleccionados en los dos estudios, las cuencas de los ríos Bogotá y Porce (Medellín) resultan seleccionadas, por lo que se debe estudiar la priorización de algunos de sus municipios con mayor detalle.

Por último, se realiza un análisis de similitud entre las cuencas reportadas por Uniandes-Minamb (2002) y PND 2006-2010. En lo que respecta a las cuencas de los ríos Porce, Chicamocha y Bogotá, reportadas por PND 2006-2010, se encuentra una total correspondencia con las registradas para el escenario multiobjetivo de Uniandes-Minamb (2002). La cuenca del río Medellín está contenida en la del río Porce, al igual que la zona del municipio de Sogamoso lo está en la cuenca del río Chicamocha.

De acuerdo al análisis expuesto, entre los reportes de Uniandes-Minamb (2002) y PND 2006-2010, es posible concluir que: éstos se encaminan en una misma dirección, en relación con algunas cuencas que requieren ser priorizadas a nivel nacional. No obstante, se debe tener precaución con los municipios que se requieren priorizar dentro de éstas.

4.9 Municipios y cuencas que se deben priorizar para el año 2020

Uno de los objetivos planteados en la presente investigación hace referencia a los municipios que requieren de priorización en un horizonte de tiempo de 10 años (*i.e.* para el

año 2020). Para esto se recurre a los resultados de los escenarios evaluados en el presente estudio.

Se debe propender por una priorización de acuerdo al escenario 10, debido a que los municipios que reporta este escenario, cuentan con las características necesarias que permitirán un funcionamiento adecuado de los STARM, y una reducción significativa en la vulnerabilidad de la oferta hídrica del país. No obstante hay que involucrar en los análisis, los planes de saneamiento vigentes y analizar las coincidencias con los escenarios aquí evaluados.

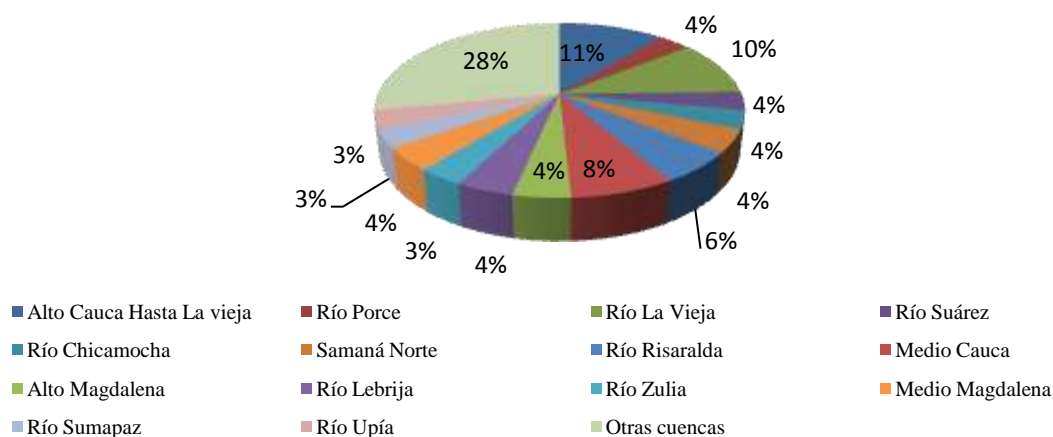
Siendo coherentes con los planes de priorización precedentes, para este estudio se seleccionan el mismo número de municipios reportados en el PND 2006-2010 (118). De esta forma, se deben priorizar los municipios resultado de la aplicación del análisis multiobjetivo (escenario 10), sin involucrar los que ya cuentan con los planes y las políticas gubernamentales establecidas para su priorización (PND 2006-2010; Tabla 4-4). Los municipios resultado de este análisis, se reportan en el Anexo G.

Al realizar una evaluación de los municipios reportados en el Anexo G, se puede apreciar que aproximadamente el 60% de los municipios, coinciden con los registrados para el escenario 10. Esto indica que el 40% de los municipios reportados en este escenario, ya se encontraban dentro de las listas del PND 2006-2010 y por ende los primeros 71 municipios reportados en el Anexo G resultan de la priorización del escenario 10. En lo referente al escenario 9, el 32.2% de los municipios coinciden con los del Anexo G, indicando que la priorización de estos 38 municipios, es vital para reducir la población vulnerable a la contaminación.

Dentro de los municipios reportados en este anexo, se destacan 12 ciudades capitales como: Manizales, Neiva, Popayán, Pasto, Armenia, Bucaramanga, Pereira, Sincelejo, Cúcuta e Ibagué; las cuales requieren de un tratamiento en sus aguas municipales. Así mismo se destacan otras ciudades como Floridablanca, Soledad, Barrancabermeja y Fusagasugá.

De los municipios reportados en el Anexo G, se resaltan que el 25% de los 118 superan los 100000 habitantes, el 12% se encuentra entre los 50000 y los 100000 habitantes, el 40% se encuentra entre los 10000 y los 50000 habitantes, y los restantes menos de 10000 habitantes. Esto indica que los municipios reportados en el Anexo G, se caracterizan, en su mayoría, por ser de tamaño intermedio y grande.

Con el propósito de estudiar la localización de estos municipios y analizar las zonas que requieren de intervención prioritaria, se realiza una agrupación de los municipios por cuencas, tal como se aprecia en la Figura 4-36.

Figura 4-36. Clasificación de municipios priorizados por cuencas para el período 2011-2020

Con base en la Figura 4-36, se aprecia que en general no existen cuencas predominantes (como en los resultados de los escenarios 9 y 10), cuyos municipios requieren de intervención inmediata. Por el contrario, se presentan un sinnúmero de municipios localizados en diferentes cuencas. Es el caso de la ciudad de Manizales (encabeza la lista del Anexo G), enmarcada dentro de la cuenca del río Chinchiná, la cual requiere de tan sólo 3 municipios por priorizar. Así mismo de esta Figura se aprecia que algunos de los municipios enmarcados dentro de las cuencas del Alto Cauca hasta el río La Vieja y el río La Vieja son los que mayor atención requieren.

Con el objeto de evaluar la eficiencia de la implementación de las STARM para los municipios priorizados, se debe estimar las concentraciones de CT a lo largo del territorio nacional. Para esto se consideran que los municipios priorizados y los reportados en el PND 2006-2010, contarán con sistemas de tratamiento secundario y desinfección. Adicionalmente se involucran los municipios que actualmente cuentan con este tipo de infraestructura.

La modelación del determinante CT, bajo las consideraciones expuestas, revelan una reducción aproximada del 22% de la población vulnerable en comparación con el escenario 1 o de referencia (*i.e.* sin considerar STARM). Los resultados son concordantes, en la medida que se obtiene una mayor eficiencia con respecto al escenario 10 (Figura 4-25).

En el caso de priorización de cuencas, este estudio avala la priorización de las cuencas reportadas por las bases del PND 2010-2014, referentes a la de los ríos Chinchiná, Otún y propone la adición de las cuencas asociadas a los ríos Lebrija, La Vieja y Zulia.

No obstante, la priorización de estas nuevas cuencas no implica que todos los municipios dentro estas, requieran de STARM. Por consiguiente, se debe realizar una analogía entre

los municipios priorizados y las cuencas a intervenir. Se reitera que para tener mayor certeza de la localización, tipo de infraestructura y demás acciones a implementar, es necesario llevar a cabo estudios de detalle de modelación de la calidad del agua para las cuencas seleccionadas.

Capítulo 5. Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones generales

La elaboración del presente trabajo permitió extender y complementar el estudio propuesto por Uniandes-Minamb (2002), en el que se incluyen nuevas investigaciones, productos e insumos, que permitieron establecer los municipios y las cuencas que requieren de una inversión prioritaria en STARM, para una proyección de los siguientes 10 años.

Así mismo, se localizaron los puntos y zonas más críticas del país, en cuanto a contaminación de CT se refiere, y se determinaron, a partir del concepto de factor de asimilación las regiones, cuyas corrientes presentan el mayor grado de vulnerabilidad.

El desarrollo de los objetivos planteados, permite concluir que este tipo de estudios resultan útiles como herramienta preliminar, para la posible implementación de STARM en los municipios más contaminantes. No obstante, los análisis mencionan que los desarrollos aquí planteados, deben ser complementados con estudios de detalle, con el objeto de tomar las decisiones más apropiadas, que conlleven a soluciones eficientes.

5.2 Conclusiones de la metodología

La metodología propuesta permitió involucrar nuevas investigaciones, productos e insumos que permiten contar con mayor certeza en los resultados hallados. Se procuró que los procesos seleccionados no fuesen detallados, debido a que resultaría incongruente con la resolución del DEM empleado en esta investigación.

En primera medida el empleo del DEM de HydroSHEDS, resultó adecuado en la aplicación del presente estudio. No hubo necesidad de reformar la topografía del modelo, ni de incluir procesos convencionales para corrección de DEM (*e.g.* “quemado de corrientes”), que modificarían notablemente las cotas del terreno.

En lo que concierne al tamaño de pixel seleccionado (*i.e.* 15 segundos de arco), resultó propicio para el propósito del presente estudio. Esta resolución permitió manejar adecuadamente la información empleada, sin limitaciones de hardware o de software. La

selección de un DEM con mayor resolución, generaría incompatibilidades que por el tamaño del estudio resultarían inmanejables.

En lo que respecta a la metodología para la estimación de parámetros de los modelos de calidad de agua empleados, se observa que existe una aceptable correspondencia con los parámetros calibrados, a partir de datos tomados en diferentes corrientes del país.

La inclusión de un modelo de calidad de agua como el modelo ADZ-QUASAR, no implicó un aumento considerable en la complejidad del modelo, con respecto al de Flujo a Pistón. En contraste, permitió incluir otros fenómenos de transporte de solutos, que no considera el modelo de Flujo a pistón, y por ende representar mejor los fenómenos de transporte, físico-químicos y biológicos que acontecen en las corrientes.

La utilización de los diferentes criterios propuestos para la priorización, permite involucrar el estado general del municipio, garantizando que éstos cuenten con las adecuadas condiciones económicas, administrativas y sociales que avalan la inversión y la operación de este tipo de infraestructuras.

El empleo de la metodología expuesta por Díaz-Granados *et al.* (2002), es útil debido a que permite involucrar criterios diferentes a los expuestos en la metodología original, de acuerdo a las necesidades del estudio. Así mismo es una metodología que presenta ventajas debido a su fácil aplicación.

En general, se puede concluir que la metodología propuesta es de fácil aplicación y se puede emplear para cualquier zona del territorio nacional (*e.g.* cuencas) con el objetivo de identificar puntos y zonas críticas que comprometan los usos del recurso, en zonas localizadas aguas abajo de los vertimientos.

5.3 Conclusiones de los resultados

En primera medida se puede concluir que el DEM de HydroSHEDS, es adecuado a los propósitos que se plantearon para el presente estudio. Su enfoque hidrológico y la serie de procesos de corrección del DEM, permiten apreciar buenos ajustes con la topografía real.

En lo que respecta a los determinantes seleccionados, se aprecia que a pesar de incluir un mayor número de procesos (*e.g.* NTK), así como otro modelo de calidad de agua; el determinante Oxígeno Disuelto (OD) no resulta crítico. Al igual que los resultados del estudio de Uniandes-Minamb (2002), se presentan tramos con concentraciones inferiores a 1mg/L O₂, que son responsabilidad de los vertimientos de ciudades como Bogotá, Tunja y Medellín, y que por tanto requieren de soluciones puntuales.

Por el contrario, la modelación del determinante de Coliformes Totales (CT) evidencia un problema de contaminación nacional, resultando concordante con el estudio de Uniandes-Minamb (2002). Las concentraciones de CT, confirman que existe un sinnúmero de tramos que comprometen seriamente la posibilidad de potabilización de las corrientes. La mayoría de éstos se encuentran ubicados en la región Andina y Caribe, donde se asienta la mayor parte de la población del país.

La inclusión del modelo ADZ-QUASAR, permitió apreciar una menor longitud de tramos críticos, en comparación con el modelo de FP, significando coherencia con las suposiciones inherentes a los modelos empleados.

En lo que respecta a los factores de asimilación, se encontró que éstos están en función del caudal Q y de un factor F_I que representa los efectos de los fenómenos de transporte y de degradación de los solutos en las corrientes.

Así mismo, el estudio evidencia que el factor F_I es mayor en ríos de montaña que en ríos de planicie, cuya magnitud tiende a uno (1.0), para ríos con grandes cuencas asociadas. De esta forma, la disminución de la concentración del soluto en ríos de planicie está influenciada, principalmente, por la magnitud del caudal; mientras que para ríos de montaña la responsabilidad recae en el factor F_I .

En lo referente a los mapas de los factores de asimilación, se concluye que la asimilación de las corrientes está influenciada, en una gran proporción, por los caudales de las mismas. Esto indica que los ríos de gran tamaño se caracterizan por asimilar mejor las cargas externas, indicando que poseen una mayor resiliencia. Así mismo, cabe destacar que la mayoría de los municipios colombianos se localizan en los sitios cuyos factores de asimilación son despreciables, implicando una gran vulnerabilidad en la afectación salud pública de sus habitantes.

En lo que respecta a los escenarios de saneamiento propuestos, el criterio de población vulnerable, para la evaluación de la eficiencia y comparación de los escenarios, resultó adecuado, debido a que está enfocado en evaluar la reducción del número de habitantes vulnerables por la contaminación de estas corrientes.

Así mismo, queda demostrada la necesidad de continuar invirtiendo en saneamiento hídrico de las corrientes, debido a que la infraestructura actual y la reportada por el PND 2006-2010, no cuentan con la capacidad adecuada para reducir considerablemente las cargas futuras.

La construcción STARM de tipo secundario y con desinfección, para todos los municipios del país, revela la mejor eficiencia entre los escenarios evaluados. Sin embargo, resulta un escenario inalcanzable debido a los limitados recursos que cuenta el país para este

propósito. No obstante, la implementación de STARM en sitios estratégicos, como los reportados en el escenario 9 ó 10, presentan resultados satisfactorios.

La priorización por dilución, no refleja resultados relevantes que reduzcan considerablemente, la población afectada por los vertimientos municipales. No obstante, permite identificar los municipios más críticos, cuyos cuerpos receptores no cuentan con el caudal necesario para reducir las concentraciones de vertimientos municipales a niveles apropiados. La evaluación de este escenario destaca algunos municipios localizados dentro de las cuencas de los ríos San Jorge y Bajo Magdalena.

En lo referente a la priorización, considerando vertimientos aislados, en conjunto con los criterios referentes a factores de asimilación y población vulnerable, revela una reducción considerable de la población afectada por vertimientos municipales. Esto es debido a que se consideran los municipios con mayor responsabilidad en la contaminación y afectación poblacional.

Los resultados de la priorización multiobjetivo, evidencian una reducción considerable en la población vulnerable, comparable con el escenario 9. Esto se debe a que el peso empleado para este criterio es ligeramente mayor que para los criterios restantes, indicando mayor énfasis en la reducción de la población vulnerable, sin relegar los criterios sociales, económicos y administrativos de los diferentes municipios.

Por otra parte, el trabajo de investigación realizado, muestra que los municipios reportados para los escenarios 9 y 10, están localizados en una buena proporción, en las cuencas de los ríos Bogotá, Porce, Alto Cauca hasta La Vieja y Chicamocha, resultando concordantes con algunos municipios reportados por el PND 2006-2010.

En lo que respecta a la comparación de los resultados de este estudio con los de Uniandes-Minamb (2002), se concluye que existe una baja correspondencia entre éstos, respecto a la priorización multiobjetivo. No obstante, se evidencian coincidencias para las ciudades de Bogotá, Medellín, Manizales y Tunja las cuales se localizan en las 10 primeras posiciones, para ambos estudios. Así mismo, se destaca que la cuenca del río Chicamocha presenta el mayor número de correspondencias municipales, sobresaliendo los municipios de Sogamoso, Paipa y Duitama que a su vez están enmarcados dentro del PND 2006-2010. Estas correspondencias indican, que a pesar de los diferentes criterios expuestos, estos municipios requieren de unas acciones inmediatas que mitiguen la contaminación causada por sus vertimientos.

Para determinar los municipios a priorizar, se seleccionan de acuerdo a un análisis multiobjetivo, los cuales garantizarían una adecuada operación de estas infraestructuras y una reducción en la vulnerabilidad del abastecimiento de agua para diferentes municipios

del país. Esta priorización se realiza con base en el escenario 10, descontando los municipios que actualmente cuentan con planes de inversión previstos en el PND 2006-2010 (Anexo G). La evaluación de este escenario refleja una reducción del 22% de población vulnerable, con respecto al escenario de no STARM, indicando que la distribución de estos sistemas es eficiente.

El listado de municipios priorizados, se caracteriza por contar con poblaciones de tamaño intermedio y grande, en los que el 73% cuentan con más de 10000 habitantes. Así mismo se caracterizan las cuencas de los ríos Cauca hasta La Vieja y La Vieja, ya que agrupan cada una más del 10% de los municipios priorizados.

En lo que corresponde a la priorización por cuencas, el presente estudio avala las inversiones previstas para el saneamiento de las cuencas de los ríos Bogotá, Medellín, Chinchiná, Chicamocha, Otún y Fonce reportadas por las Bases del Plan Nacional de Desarrollo (PND 2010-2014). Adicionalmente este estudio sugiere la adición de las cuencas correspondientes a los ríos Lebrija, La Vieja y Zulia. No obstante, se reitera que ésta debe complementarse con la priorización municipal y con un estudio de detalle que acredite los municipios a priorizar.

5.4 Recomendaciones generales

En primera medida se debe hacer una recomendación respecto a los insumos utilizados en el presente estudio, debido a que éstos son la base fundamental para el desarrollo adecuado de estudios similares. Es necesario que las entidades encargados de la recolección y el procesamiento de los datos, enfoquen sus esfuerzos en supervisar con mayor rigurosidad la calidad de información con el fin de contar con datos precisos, que permitan reducir la incertidumbre en los resultados. Esto incluye que las entidades inviertan en capacitar su personal para así tener una mayor confiabilidad en la información registrada.

De este trabajo surgen múltiples interrogantes que no contaron con una solución adecuada, debido a que su desarrollo requiere de estudios adicionales, los cuales no se encontraban dentro de los alcances del presente estudio. No obstante, estas inquietudes pueden tener respuesta en estudios posteriores, que conducirían a un mejoramiento sustancial de la metodología propuesta.

En primera instancia se destacan las limitaciones correspondientes a la resolución del DEM propuesto. Se sugiere que estudios posteriores contemplen la posibilidad de comparar y analizar la incidencia de la resolución del DEM, en la repercusión de los resultados hallados en el presente estudio. De esta manera, resultaría interesante evaluar la sensibilidad de la metodología propuesta, implementando diferentes resoluciones de malla (*e.g.* 3 a 30ArcSec).

Así mismo, se sugiere que estudios posteriores analicen la influencia de la resolución de malla, en la estimación de los diferentes parámetros asociados a este trabajo. Los resultados de estos estudios deben plantear nuevas metodologías de corrección, que permitan estimar con mejor ajuste los parámetros que plantea esta metodología.

De igual forma, se recomienda que se continúe explorando relaciones empíricas que permitan determinar los parámetros de los modelos a partir de relaciones climáticas o geomorfológicas y de conceptos como geometría hidráulica y geomorfología. Estas relaciones permitirán en un futuro extender, complementar y mejorar la metodología propuesta.

Así mismo, se invita para que estudios posteriores estén enfocados en analizar el determinante de coliformes fecales, para corrientes colombianas, tanto en ríos de montaña planicie como en los de planicie. Estos indicadores permitirán determinar con mayor fiabilidad la contaminación fecal en el agua. Así mismo, se recomienda que estos estudios involucren la estimación de relaciones empíricas que permitan relacionar los parámetros del modelo de decaimiento de este determinante, con base en parámetros hidráulicos, hidroclimáticos y/o geomorfológicos.

Es inevitable reconocer que las simplificaciones expuestas, implican limitaciones en el modelo y por ende estudios posteriores, deberían cuantificar el grado de incertidumbre de esta metodología. Existen un sinnúmero de fuentes que podrían reducir la certeza de los resultados, como: la resolución espacial de la malla, la baja calidad de algunos de los insumos (*e.g.* información en la ubicación de los vertimientos, coberturas de alcantarillado y acueducto) y los procedimientos enfocados a determinación de los parámetros de los modelos.

De igual forma, se recomienda que se realice una extensión, complementación y mejoramiento del presente estudio en un lapso de tiempo menor al período proyectado. Este mejoramiento se debe realizar a medida que exista un mejoramiento sustancial en la calidad de los insumos y de los productos, así como en la capacidad de las herramientas computacionales empleadas. Se debe involucrar diversos tipos de contaminación, como industrial y agrícola y adicionalmente contaminación difusa, los cuales permitirán contar con una mayor certeza de la situación actual de la red hídrica nacional.

Por último, el autor hace una cordial invitación para que las personas que estén interesadas en mejorar y complementar la metodología propuesta, lo hagan y permitan contribuir en el conocimiento de la contaminación hídrica nacional y las acciones para su mitigación.

Anexo A. Acondicionamiento hidrológico de hydroSHEDS

Este anexo describe brevemente los procedimientos y metodologías empleadas para el procesamiento del DEM de HydroSHEDS, que generó como resultado la obtención de un producto enfocado a una condición hidrológica adecuada. Así mismo, es necesario que el lector conozca y comprenda los procedimientos de desagregación del DEM, debido a que la resolución empleada en el presente estudio, resulta de una desagregación del mapa de 3ArcSec.

A. Procesamiento de HydroSHEDS

El DEM de HydroSHEDS es resultado de la misión STRM (Shuttle Radar Topography Mission), cuyo procesamiento fue obtenido por un sistema modificado de radar que voló a bordo del Transbordador espacial durante 11 días en Febrero de 2000. Posteriormente, los mapas obtenidos fueron procesados por diferentes agencias como la JPL (NASA's Jet Propulsion Laboratory) y la NGA (National Geospatial Intelligence Agency of the U.S), con el objetivo de obtener una superficie hidrológicamente adecuada. Entre las correcciones que reporta el documento técnico del producto, se enumeran el llenado de datos faltantes, la identificación de picos y depresiones y su posterior abolición y llenado, respectivamente. De igual forma, se corrigen las líneas costeras y se incluyen en el análisis algunos cuerpos de agua y la delineación de ciertas corrientes.

- **Llenado de datos faltantes**

Existen numerosas metodologías para el llenado de datos faltantes en las que se involucra las celdas contiguas o vecinas al dato, con las que se cuenta con información de elevación. Se selecciona inicialmente, un cuadro de $n \times n$ celdas contiguas, cuyo promedio compensa este dato. Se descuentan las celdas sin información. Sin embargo, estas metodologías no están enfocadas en la obtención de una superficie hidrológica adecuada.

El producto HydroSHEDS ha mitigado esta falencia, utilizando algoritmos enfocados en la obtención de una superficie hidrológicamente adecuada. Se implementaron dos algoritmos: el primero desarrollado por el CIAT (International Centre for Tropical Agriculture), permite representar una superficie suave para datos faltantes a partir de interpolación de

curvas de nivel; mientras que el segundo, desarrollado por HydroSHEDS, está focalizado en el llenado de datos en zonas planas.

A pesar de la combinación de estos algoritmos, se presentaban zonas en las que la carencia de datos requirió información adicional de DEM's, con una menor resolución (*e.g.* GTOPO30), cuya inclusión requirió de un adecuado procesamiento enfocado en la obtención de una superficie hidrológicamente adecuada.

- **Otras correcciones**

El acondicionamiento hidrológico del producto HydroSHEDS, incluyó la información cartográfica y de base de datos de algunos cuerpos de agua como ríos y lagos. En ciertos lugares los cursos de agua no coinciden con los reportados en los planos cartográficos, por lo que fue necesario realizar una corrección en la profundidad del DEM, para forzar el curso del flujo. Así mismo, se consideraron buffers con el objetivo de suavizar el terreno circundante al cuerpo de agua.

Se presentaba un problema común en la zona costera, cuya vegetación (*e.g.* manglares) era identificada por el radar como un terraplén, por lo que existía una incoherencia del flujo de agua hacia la zona costera. Por ende, fue necesario reducir en estas zonas la elevación en una magnitud de 5m, con el propósito de permitir la salida del flujo hacia el océano.

Otra corrección que se realizó al DEM, se refiere al moldeo de los valles con el objetivo de de focalizar en el curso de los ríos.

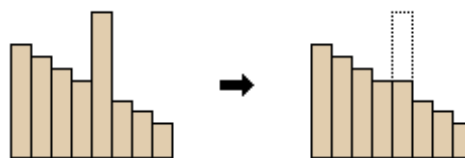
- **Corrección por depresiones o picos**

Usualmente los DEM se caracterizan por contar con ciertas inconsistencias que son clasificados como depresiones o picos. Los primeros, se refieren a una celda cuya vecindad posee una mayor elevación, por el contrario en los picos sus alrededores cuentan con una elevación menor, tal como se muestra en el siguiente esquema,

Figura A1. Llenado de depresiones. Tomado de Manual ArcGIS 9.3



Figura A2. Remoción de picos. Tomado de Manual ArcGIS 9.3



Su identificación permite analizar si las depresiones son ocasionadas por la desviación obtenida por el ruido de causado por los instrumentos satelitales o por el procesamiento del DEM. Mientras que existen a su vez, depresiones naturales que representan cuencas

endorreicas (*i.e.* no poseen salida inmediata al océano). Su corrección es esencial para asegurar una adecuada delimitación de cuencas y delineación de corrientes.

Para el tratamiento de cuencas endorreicas, se siguió un procedimiento en el que se identificaron este tipo de cuencas a partir de diversas fuentes (*e.g.* Global Lakes and Wetlands Database, GLWD) y una exhaustiva inspección visual.

De acuerdo con Zhu *et al.* (2005) es típico hallar tres diferentes clases de depresiones en los DEM: los de un solo punto, depresiones independientes y las depresiones compuestas. Las últimas son las más exigentes y resumen todo tipo de situaciones complejas como los “loop” (depresiones que fluyen entre sí), depresiones en áreas planas y el truncamiento de depresiones y áreas planas en el borde del DEM.

Es necesario realizar las correcciones de las depresiones y/o picos en el DEM, para evitar posibles discontinuidades en la construcción de la red de flujo. Así mismo, la inclusión de este proceso permite corregir las falencias resultantes del proceso de llenado de información, descrito en el ítem anterior.

Este procedimiento de corrección hidrológica, es posible realizarlo a partir de diferentes software comerciales, que poseen la extensión de corrección hidrológica (*e.g.* ArcGis posee una extensión para este ámbito y además permite la inclusión de otras como ArcHydro y/o Tau Dem. MapWindow GIS permite incluir la extensión de TauDEM).

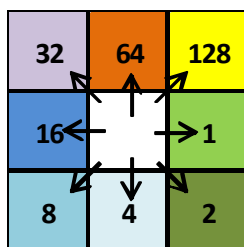
- **Desagregación**

Para la desagregación del mapa de 3 ArcSec, en el de 15 ArcSec, se siguió un procedimiento riguroso, utilizando un algoritmo que reporta el valor mínimo y el medio y posteriormente se toma el promedio entre ellos. Los valores mínimos enfatizan las zonas de valle. Así mismo se mantuvieron las depresiones naturales y se tuvo en cuenta las corrientes del DEM de 3ArcSec, con el fin de corregir los cursos de las corrientes.

B. Elaboración de la red de drenaje

Posterior a la corrección del DEM, es necesario seguir una metodología apropiada para una correcta construcción de la red de drenaje. Para eso se debe encontrar la dirección de flujo de las diferentes celdas del DEM, cuyo criterio se basa en la celda vecina con máxima pendiente.

Existen diversos software que poseen algoritmos para el procesamiento de DEM's, los cuales permiten elaborar mapas con las direcciones de flujo de cada celda, con base en el criterio expuesto en el párrafo anterior y codifican su dirección de acuerdo a las 8 direcciones posibles del flujo. La convención que utiliza el software ArcGIS, es la siguiente:

Figura A3. Codificación de dirección de flujo en ArcGIS. Tomado de manual de ArcGIS 9.3

Al obtener las direcciones de flujo de cada celda, se pueden realizar una serie de operaciones necesarias para una adecuada elaboración y delineación de la red de flujo. Entre éstas se destaca el flujo acumulado, cuya respuesta genera un mapa de celdas acumuladas hasta la celda de interés. Esta herramienta es útil debido a que se puede asignar un peso a cada celda y de esta manera es posible representar la esorrentía que fluye hasta cierto punto de interés. De igual forma estas herramientas permiten estimar el área acumulada de la cuenca como el producto de las celdas acumuladas y el área de cada celda.

Anexo B. Índice de Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI)

Este anexo tiene como objetivo describir brevemente el indicador de índice de necesidades básicas insatisfechas (NBI), con el objetivo que el lector comprenda su funcionalidad, los criterios utilizados por los diferentes países para su estimación y algunas limitaciones que han planteado expertos en el tema.

A. Síntesis

Es un indicador introducido por la CEPAL para América Latina, a comienzos de la década de los 80, con el fin de realizar una caracterización de la pobreza. Utiliza un método directo para estimar el nivel de pobreza, tomando aspectos que no se observan en el nivel de ingreso de un hogar. Para esto se emplean una serie de indicadores que son obtenidos a través de los censos de la población y vivienda, los cuales se pueden enmarcar dentro de las siguientes categorías (Feres y Mancero, 2000):

1. Acceso a una vivienda que asegure un estándar mínimo de habitabilidad en el hogar.
2. Acceso a servicios básicos que aseguren un nivel sanitario adecuado.
3. Acceso a educación básica.
4. Capacidad económica para alcanzar niveles mínimos de consumo.

Los indicadores típicamente utilizados son:

- **Calidad de la vivienda**

Como indicadores más usados se utilizan los referentes al tipo de vivienda y los materiales de construcción de las mismas. En estos miden las características físicas de las viviendas para el alojamiento humano. Así mismo, es usual medir el grado de hacinamiento, que indica los niveles críticos de ocupación de los recursos de la vivienda por el grupo que la habita.

- **Condiciones sanitarias**

Se mide a través de dos indicadores, que son: disponibilidad del servicio de agua potable y acceso a los servicios para los desechos de los residuos líquidos.

- **Disponibilidad de servicio de agua potable:** Hace referencia a la calidad y cantidad de agua que satisface las necesidades de la comunidad. Su medición se realiza de acuerdo a la fuente de origen del agua y la forma como es suministrada a la vivienda.
- **Infraestructura sanitaria de la vivienda:** En esta se consideran dos ítems referentes a la disponibilidad de un servicio higiénico y al sistema de eliminación de las excretas.

- **Educación**

Su medición se realiza de forma censal, en la cual se interroga acerca de la asistencia de los menores de edad a un centro educativo. Este indicador permite identificar las situaciones de privación generalizada así como las oportunidades futuras en la integración en el mercado laboral.

- **Capacidad económica**

Este indicador refleja la capacidad de recursos en el hogar, y a través de ellos, la oportunidad de vida de sus miembros.

Su medición se realiza de forma indirecta y de acuerdo a las facilidades del censo. En la mayoría de los países se determina de acuerdo al nivel de educación del jefe del hogar y a las personas a su cargo. Así mismo se considera la dependencia económica la cual es la relación entre el número de personas que no perciben ingresos sobre los que sí.

Al combinar los años de educación del jefe del hogar más los perceptores y no de ingresos, se obtiene un indicador que aproxima la probabilidad del hogar para obtener ingresos suficientes (Feres y Mancero, 2000).

B. Determinación de El Índice de Necesidades Básicas Insatisfechas (INBI).

Para la catalogación de si un hogar es “pobre”, se realiza bajo los resultados del censo en los que se considera que posee al menos una necesidad básica insatisfecha. Si este es el caso, el hogar toma un valor de INBI de uno, caso contrario de cero. Realizando este procedimiento se posee una medida de todos los hogares que se catalogan como pobres.

C. El NBI en el censo de 2005 para Colombia

Los indicadores seleccionados en Colombia para la estimación del NBI, a partir del censo poblacional y de vivienda efectuado en el 2005, fueron: viviendas inadecuadas, servicios públicos inadecuados, hacinamiento crítico, inasistencia escolar de menores en Colombia.

- **Viviendas inadecuadas:** Midió las características físicas de las viviendas consideradas como impropias; como viviendas móviles o ubicadas en refugios naturales o bajo puentes, o sin paredes o paredes de tela, o materiales de desecho o pisos de tierra. En la zona rural el piso de tierra debe estar asociado a paredes de material semipermanente o perecedero (DANE, 2005).
- **Servicios públicos inadecuados:** indica el no acceso a condiciones vitales sanitarias mínimas. En las cabeceras municipales, comprende las viviendas sin sanitario o careciendo de acueducto se provean de agua de río, nacimiento, carrotanque o de la lluvia. En la zona rural se incluyen las viviendas que carecen de sanitario y acueducto y que se provisionan de agua de nacimiento o de la lluvia (DANE, 2005).
- **Hacinamiento crítico:** indica los niveles críticos de ocupación de los recursos de la vivienda por el grupo que la habita. Se considera para Colombia los hogares con más de tres habitantes por habitación (se excluye la cocina, los baños y el garaje) (DANE, 2005)
- **Inasistencia escolar:** mide la satisfacción de necesidades educativas mínimas para la población infantil. Considera los menores de edad dependientes del jefe del hogar entre 7 y 11 años que no asisten a un instituto de educación formal (DANE, 2005).
- **Alta dependencia económica:** Personas que pertenecen a hogares con más de tres personas por miembro ocupado y cuyo jefe ha aprobado, como máximo, dos años de educación primaria (DANE, 2005).

Anexo C. Índice de Desempeño Integral de los Municipios (DIM)

En este anexo se presenta una breve descripción de la Evaluación del Desempeño Integral de los Municipios, correspondiente al documento DNP (2007). Si el lector desea profundizar en este ítem, deberá dirigirse a éste.

El índice de Desempeño Integral de los Municipios, es evaluado por una metodología propuesta por la Dirección de Desarrollo Territorial y Sostenible, del Departamento de Planeación, en concertación con otras entidades y con el apoyo de Corporación Andina de Fomento (CAF). Este indicador está centrado en evaluar las acciones que las administraciones municipales ejecutan para la producción de bienes y servicios, con base en los recursos que cuentan, los planes de desarrollo y el uso de instrumentos de gestión.

Está evaluada a partir del promedio de 4 componentes integrados: eficacia, eficiencia, gestión y entorno y cumplimiento de requisitos legales. El intervalo de operación se encuentra entre cero y cien, donde cien significa un excelente desempeño integral.

A continuación se describe brevemente los componentes que evalúan este índice.

A. Componentes

- **Eficacia**

Mide el nivel de cumplimiento de los planes de desarrollo, evaluando los resultados de los productos programados al inicio de cada vigencia. Se calcula con base en las metas de los “Sectores Básicos” (*i.e.* educación, salud y agua potable) y de “Otros sectores” (*e.g.* vivienda, agricultura, medio ambiente, recreación, cultura) reportando un peso relativo de 60% para el primero y 40% para el segundo. El rango de este componente está entre 0 y 100, donde cero (0) es la calificación asignada a los municipios que no cumplen con ninguna de las metas programadas, y cien (100) lo contrario.

- **Eficiencia**

Este componente evalúa la relación entre los insumos y los productos obtenidos de los municipios (*e.g.* Insumo: Dosis de triple viral suministradas por el Ministerio de Protección Social. Producto: Número de niños vacunados por triple viral). Para su cálculo se usa la metodología de Análisis de Envolvente de datos (DEA), con base en seis funciones de producción correspondientes a educación, salud y agua potable, las cuales son resumidas a continuación:

1. Producto e insumos de la función de producción matrícula educativa.
2. Producto e insumos de la función de producción calidad educativa.
3. Producto e insumos de la función de producción régimen subsidiario.
4. Producto e insumos de la función de producción aprovechamiento, cobertura y continuidad de agua potable.
5. Producto e insumos de la función de producción calidad de agua.

Al igual que la eficacia su rango de operación se encuentra entre cero (0) y cien (100), donde cero indica eficiencia nula y cien lo contrario.

- **Cumplimiento de requisitos legales (Ley 715 de 2001)**

Evalúa el nivel de comportamiento en la incorporación y ejecución del gasto realizado por los municipios y distritos con los recursos del Sistema General de Participaciones (SGP) en cada uno de sus componentes (educación, salud, alimentación escolar y propósito general).

- **Gestión administrativa y fiscal**

Corresponde a la capacidad administrativa y financiera de un municipio en lograr las metas de acuerdo al plan de desarrollo local. Su estimación se realiza con el promedio entre la capacidad administrativa y el desempeño fiscal.

- **Capacidad Administrativa:** Corresponde a los recursos humanos, físicos y tecnológicos que permiten dar soporte a los distintos procesos y procedimientos en el interior de una organización. La evaluación de este subcomponente está dada a partir de los siguientes indicadores: Estabilidad del personal administrativo, Disponibilidad de computadores, automatización de procesos, contratación por licitación o convocatoria pública, capacidad de interventoría y control del MECI (Modelo Estándar de Control Interno de las entidades locales). Su rango de medición está entre cero (0) y cien (100).
- **Desempeño Fiscal:** Evalúa el estado de las finanzas de los municipios, a partir de seis indicadores financieros que miden la capacidad de las administraciones municipales de sustentar sus gastos con ingresos corrientes

de libre destinación. Así mismo mide la importancia de las rentas tributarias en los ingresos totales, la dependencia de las transferencias de la Nación para financiamiento municipal, el nivel de solvencia frente al endeudamiento, la magnitud de la inversión en el gasto total y la capacidad de ahorro corriente como proporción del ingreso corriente.

Su rango de operación está entre cero y cien, donde cien indica un buen desempeño fiscal y cero lo contrario.

Anexo D. Resumen de información, para la estimación del parámetro a en función del área de la cuenca.

	<i>a</i>	<i>A(km²)</i>	<i>R²</i>	<i>Corriente</i>	<i>Nombre estación</i>	<i>Número estación</i>		<i>a</i>	<i>A (km²)</i>	<i>R²</i>	<i>Corriente</i>	<i>Nombre estación</i>	<i>Número estación</i>
1	0.4307	235.00	0.79	Blanco	Carlosama	5205704	27	0.3237	1681.55	0.87	Coello	Payandé	2121707
2	0.2595	273.00	0.89	Guiza	Pipiguay	5102705	28	0.2640	1681.58	0.92	La Vieja	Alambrado	1506705
3	0.2013	295.00	0.77	Cobugón	Rotambria	3703702	29	0.1346	1798.00	0.95	Sardinata	Campo Dos	1603702
4	0.2595	300.00	0.95	Vegas	Quelvi	5102703	30	0.2159	1846.00	0.69	Patía	La Fonda	5201703
5	0.3765	330.00	0.86	Guiza	Pilispi	5102702	31	0.1456	2097.42	0.81	Fonce	San Gil	2402701
6	0.2309	330.37	0.47	Putumayo	Balsayaco	3211701	32	0.2009	2372.25	0.75	Ranchería	Cuestecita	1506705
7	0.0914	349.00	0.82	Tibú	Campo Seis	1603704	33	0.3342	2383.00	0.90	Guaitara	Pilcuan	5205701
8	0.2262	419.30	0.66	Tucurínca	El Trébol	2906701	34	0.2579	2600.00	0.93	Margua	Peña de los micos	3702701
9	0.2316	426.00	0.63	Pamplonita	La Donjuana	1601702	35	0.0885	2900.00	0.92	Putumayo	Puente Texas	4701716
10	0.3393	430.00	0.83	Río Sucio	Monopamba	4701711	36	0.3467	3471.00	0.85	Guaitara	San Pedro	5205705
11	0.1945	450.00	0.89	Río San Miguel	Puente San Miguel	1603705	37	0.1049	3654.00	0.93	Mira	San Juan	5102706
12	0.3092	500.00	0.85	Pechelín	Toluviejo	1309701	38	0.1368	4216.51	0.91	Sinú	Angostura	1303701
13	0.3146	638.00	0.96	Guamés	Las Joyas	4701713	39	0.3723	4327.00	0.66	Guaitara	Agroyaco	5205703
14	0.3436	642.29	0.73	Cesar	Corral de	2801708	40	0.1926	4677.00	0.81	Catatumbo	El Cable	1606702
15	0.2278	662.99	0.77	Guatapurí	El Reposo	2801705	41	0.1185	4794.00	0.88	Río Zulía	Puerto León	1602706
16	0.1879	707.00	0.64	Mancomoján	La Culebrera	2502771	42	0.2872	8981.00	0.90	Patía	Puente Guasca	5201701
17	0.2913	770.00	0.86	Guiza	Palpis	5102704	43	0.1477	20570.61	0.81	Sogamoso	El tablazo	2406701
18	0.3254	907.00	0.87	Sardinata	Puente Sardinata	1603703	44	0.0848	22736.87	0.93	Cauca	La Virginia	2617703
19	0.2863	1048.87	0.81	Guarino	Puente Carret	2302706	45	0.0435	49986.74	0.82	Guaviare	El Trapiche	3211701
20	0.0874	1069.04	0.69	Quito	San Isidro	1103701	46	0.1191	53620.96	0.85	Magdalena	Arrancaplumas	2123702
21	0.1941	1267.00	0.85	Cobugón	Paso de la canoa	3703701	47	0.0526	133069.00	0.81	Magdalena	El Contento	2321703
22	0.3313	1377.00	0.92	Catatumbo	Quince Letras	1605704	48	0.0414	139657.00	0.76	Magdalena	Peñoncito	2502733
23	0.2118	1454.00	0.91	Pamplonita	Aguas Claras	1601701	49	0.0450	161292.00	0.88	Río Magdalena	El Banco	2502702
24	0.2478	1579.00	0.82	Zulia	Puente Zulía	1602712	50	0.0500	164302.00	0.54	Brazo de la Loba	Armenia	2502736
25	0.1205	1632.00	0.96	Telembí	Salí	5206701	51	0.0389	252086.00	0.71	Río Magdalena	Tacamocha	2502794
26	0.2322	1656.00	0.84	Tarra	Puente Tarra	1604702	52	0.0347	259370.94	0.82	Río Magdalena	Calamar	2903702

**Anexo E. Listado de municipios priorizados
con base en los escenarios 8, 9 y 10**

Listado de municipios priorizados con base en los criterios del escenario 8.

Ranking	DANE	Municipios	Ranking	DANE	Municipios	Ranking	DANE	Municipios
1	70001	Sincelejo	41	70702	San Juan de Betulia	80	47675	Salamina
2	8078	Baranoa	42	20032	Astrea	81	25873	Villapinzón
3	68276	Floridablanca	43	70717	San Pedro	82	54172	Chinácota
4	76892	Yumbo	44	8638	Sabanalarga	83	41132	Campoalegre
5	13873	Villanueva	45	17001	Manizales	84	73001	Ibagué
6	76520	Palmira	46	25317	Guachetá	85	70742	San Luis de Sincé
7	8436	Manatí	47	5736	Segovia	86	70204	Coloso
8	20011	Aguachica	48	13248	El Guamo	87	63470	Montenegro
9	23660	Sahagún	49	63130	Calarca	88	52786	Taminango
10	63001	Armenia	50	20060	Bosconia	89	15759	Sogamoso
11	54518	Pamplona	51	63594	Quimbaya	90	76823	Toro
12	47170	Chibolo	52	5051	Arboletes	91	76130	Candelaria
13	13222	Clemencia	53	23555	Planeta Rica	92	15646	Samacá
14	52001	Pasto	54	70670	Sampués	93	66170	Dosquebradas
15	8558	Polonuevo	55	70230	Chalán	94	81736	Saravena
16	47058	Ariguaní	56	68406	Lebríja	95	5030	Amagá
17	23182	Chinú	57	76036	Andalucía	96	20770	San Martín
18	68547	Piedecuesta	58	41615	Rivera	97	76364	Jamundí
19	13654	San Jacinto	59	70508	Ovejas	98	70771	Sucre
20	15238	Duitama	60	15693	Santa Rosa de Viterbo	99	68872	Villanueva
21	68001	Bucaramanga	61	76736	Sevilla	100	25322	Guasca
22	110011	Bogotá, D.C.	62	20238	El Copey	101	70400	La Unión
23	44378	Hatonuevo	63	5129	Caldas	102	5148	El Carmen de Viboral
24	5001	Medellín	64	44650	San Juan del Cesar	103	68861	Vélez
25	13244	El Carmen de Bolívar	65	5686	Santa Rosa de Osos	104	41551	Pitalito
26	70215	Corozal	66	54874	Villa del Rosario	105	19001	Popayán
27	54001	Cúcuta	67	15176	Chiquinquirá	106	5665	San Pedro de Uraba
28	19698	Santander de Quilichao	68	25779	Susa	107	86865	Valle del Guamuez
29	20228	Curumaní	69	66001	Pereira	108	76563	Pradera
30	15001	Tunja	70	76895	Zarzal	109	70235	Galeras
31	68307	Girón	71	52683	Sandoná	110	25781	Sutatausa
32	13647	San Estanislao	72	25290	Fusagasugá	111	66088	Belén de Umbría
33	54498	Ocaña	73	68679	San Gil	112	85001	Yopal
34	25320	Guaduas	74	76248	El Cerrito	113	70473	Morroa
35	47541	Pedraza	75	23570	Pueblo Nuevo	114	25754	Soacha
36	50313	Granada	76	76670	San Pedro	115	68895	Zapatoca
37	13657	San Juan Nepomuceno	77	66682	Santa Rosa de Cabal	116	44855	Urumita
38	13688	Santa Rosa del Sur	78	47551	Pivijay	117	73217	Coyaima
39	11001	Bogotá, D.C.	79	76497	Obando	118	52356	Ipiales
40	8520	Palmar de Varela						

Listado de municipios priorizados con base en los criterios del escenarios 9.

Ranking	DANE	Municipios	Ranking	DANE	Municipios	Ranking	DANE	Municipios
1	11001	Bogotá, D.C.	41	15542	Pesca	80	63302	Génova
2	25126	Cajicá	42	70001	Sincelejo	81	63548	Pijao
3	25430	Madrid	43	70473	Morroa	82	63690	Salento
4	25754	Soacha	44	5088	Bello	83	73283	Fresno
5	25899	Zipaquirá	45	5212	Copacabana	84	52317	Guachucal
6	25175	Chía	46	15131	Caldas	85	27787	Tadó
7	25214	Cota	47	5697	El Santuario	86	25245	El Colegio
8	25269	Facatativá	48	17001	Manizales	87	81736	Saravena
9	25286	Funza	49	17873	Villamaría	88	15763	Sotaquirá
10	25473	Mosquera	50	54001	Cúcuta	89	5154	Caucasia
11	25099	Bojacá	51	17042	Anserma	90	52720	Sapuyes
12	19573	Puerto Tejada	52	66088	Belén de Umbría	91	44279	Fonseca
13	76364	Jamundí	53	68229	Curití	92	25377	La Calera
14	8758	Soledad	54	19212	Corinto	93	25898	Zipacón
15	5129	Caldas	55	19455	Miranda	94	52565	Providencia
16	5631	Sabaneta	56	19513	Padilla	95	52699	Santacruz
17	5380	La Estrella	57	25322	Guasca	96	73217	Coyaima
18	68547	Piedecuesta	58	17877	Viterbo	97	47288	Fundación
19	54405	Los Patios	59	76306	Ginebra	98	15238	Duitama
20	5001	Medellín	60	25290	Fusagasugá	99	86001	Mocoa
21	5266	Envigado	61	41001	Neiva	100	73678	San Luis
22	5360	Itagui	62	68081	Barrancabermeja	101	5306	Giraldo
23	68276	Floridablanca	63	66318	Guática	102	5264	Entrerrios
24	68307	Girón	64	66456	Mistrató	103	5664	San Pedro
25	41132	Campoalegre	65	17088	Belalcázar	104	13873	Villanueva
26	63001	Armenia	66	66045	Apía	105	19743	Silvia
27	25785	Tabio	67	66075	Balboa	106	25736	Sesquilé
28	63470	Montenegro	68	66687	Santuario	107	20443	Manauare
29	63594	Quimbaya	69	25772	Suesca	108	73347	Herveo
30	76020	Alcalá	70	15176	Chiquinquirá	109	54673	San Cayetano
31	25295	Gachancipá	71	15001	Tunja	110	25873	Villapinzón
32	25758	Sopó	72	70215	Corozal	111	5364	Jardín
33	52022	Aldana	73	25781	Sutatausa	112	25035	Anapoima
34	15693	Santa Rosa de Viterbo	74	68572	Puente Nacional	113	23466	Montelíbano(1)(3)
35	25200	Cogua	75	68745	Simacota	114	23580	Puerto Libertador
36	25817	Tocancipá	76	73268	Espinal	115	86755	San Francisco
37	15362	Iza	77	15837	Tuta	116	63130	Calarca
38	15272	Firavitoba	78	25486	Nemocón	117	5148	El C. de Viboral
39	25815	Tocaima	79	5308	Girardota	118	5440	Marinilla
40	15822	Tota						

Listado de municipios priorizados con base en los criterios del escenarios 10.

Ranking	DANE	Municipios	Ranking	DANE	Municipios	Ranking	DANE	Municipios
1	5001	Medellín	41	5440	Marinilla	80	68001	Bucaramanga
2	25758	Sopó	42	5360	Itagui	81	25785	Tabio
3	25269	Facatativá	43	54498	Ocaña	82	15087	Belén
4	25473	Mosquera	44	5380	La Estrella	83	76306	Ginebra
5	25286	Funza	45	25843	Villa de San Diego de Ubaté	84	66170	Dosquebradas
6	17001	Manizales	46	25001	Agua de Dios	85	76248	El Cerrito
7	25899	Zipaquirá	47	25126	Cajicá	86	52356	Ipiales
8	15759	Sogamoso	48	17873	Villamaría	87	76869	Vijes
9	11001	Bogotá, D.C.	49	68081	Barrancabermeja	88	66001	Pereira
10	15001	Tunja	50	41132	Campoalegre	89	17380	La Dorada
11	63130	Calarca	51	15407	Villa de Leyva	90	52838	Túquerres
12	25290	Fusagasugá	52	25430	Madrid	91	76563	Pradera
13	76520	Palmira	53	25214	Cota	92	15299	Garagoa
14	15176	Chiquinquirá	54	63690	Salento	93	76834	Tuluá
15	25817	Tocancipá	55	76122	Caicedonia	94	25099	Bojacá
16	76892	Yumbo	56	76364	Jamundí	95	70001	Sincelejo
17	63594	Quimbaya	57	73449	Melgar	96	73408	Lérida
18	25200	Cogua	58	19001	Popayán	97	5030	Amagá
19	76130	Candelaria	59	63302	Génova	98	15572	Puerto Boyacá
20	15516	Paipa	60	5631	Sabaneta	99	66088	Belén de Umbría
21	15238	Duitama	61	17877	Viterbo	100	25377	La Calera
22	5148	El Carmen de Viboral	62	68432	Málaga	101	25754	Soacha
23	68276	Floridablanca	63	76001	Cali	102	8001	Barranquilla
24	54405	Los Patios	64	5088	Bello	103	73283	Fresno
25	19573	Puerto Tejada	65	19698	Santander de Quilichao	104	17042	Anserma
26	63190	Circasia	66	17174	Chinchiná	105	25513	Pacho
27	68077	Barbosa	67	73443	Mariquita	106	76736	Sevilla
28	25175	Chía	68	5887	Yarumal	107	17614	Riosucio
29	25307	Girardot	69	18001	Florencia	108	50313	Granada
30	5129	Caldas	70	54518	Pamplona	109	25322	Guasca
31	63470	Montenegro	71	76020	Alcalá	110	19548	Piendamó
32	5376	La Ceja	72	5318	Guarne	111	5308	Girardota
33	68755	Socorro	73	76275	Florida	112	5212	Copacabana
34	76606	Restrepo	74	25740	Sibaté	113	17653	Salamina
35	68679	San Gil	75	8758	Soledad	114	54001	Cúcuta
36	68547	Piedecuesta	76	25875	Villeta	115	25486	Nemocón
37	5697	El Santuario	77	52001	Pasto	116	25799	Tenjo
38	5266	Envigado	78	5321	Guatapé	117	17088	Belalcázar
39	73268	Espinal	79	63001	Armenia	118	5145	Caramanta
40	41001	Neiva						

**Anexo F. Listado de los primeros 50
municipios priorizados de acuerdo al estudio
de Uniandes-Minamb (2002).**

	<i>Multicriterio sin cuerpo receptor</i>		<i>Multicriterio con cuerpo receptor</i>		<i>Ambiental sin cuerpo receptor</i>		<i>Ambiental con cuerpo receptor</i>	
<i>Ranking</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>
1	15001	Tunja	25740	Sibaté	52001	Pasto	25740	Sibaté
2	5001	Medellín	25099	Bojacá	11001	Bogotá D.C	52001	Pasto
3	11001	Bogotá D.C	15001	Tunja	25290	Fusagasugá	11001	Bogotá D.C
4	17001	Manizales	5001	Medellín	5001	Medellín	25290	Fusagasugá
5	5088	Bello	11001	Bogotá D.C	15001	Tunja	5001	Medellín
6	63001	Armenia	17001	Manizales	63001	Armenia	15001	Tunja
7	68547	Piedecuesta	5088	Bello	8078	Baranoa	63001	Armenia
8	54518	Pamplona	63001	Armenia	63130	Calarcá	8078	Baranoa
9	15238	Duitama	68081	Barrancabermeja	66170	Dos Quebradas	63130	Calarcá
10	68001	Bucaramanga	25326	Guatavita	13244	El Carmen de Bolívar	66170	Dos Quebradas
11	66001	Pereira	68547	Piedecuesta	13836	Turbaco	13244	El Carmen de Bolívar
12	63130	Calarcá	54518	Pamplona	25754	Soacha	13836	Turbaco
13	76736	Sevilla	15238	Duitama	5088	Bello	25754	Soacha
14	68307	Girón	68001	Bucaramanga	54518	Pamplona	5088	Bello
15	17873	Villamaría	5321	Guatapé	66001	Pereira	54518	Pamplona
16	5212	Copacabana	66001	Pereira	71001	Manizales	66001	Pereira
17	5308	Girardota	63130	Calarcá	70001	Sincelejo	17001	Manizales
18	17614	Riosucio	76736	Sevilla	68547	Piedecuesta	70001	Sincelejo
19	76122	Caicedonia	68307	Girón	13052	Arjona	68547	Piedecuesta
20	5360	Itagui	17873	Villamaría	25740	Sibaté	13052	Arjona
21	68276	Floridablanca	5212	Copacabana	76122	Caicedonia	25099	Bojacá
22	76275	Florida	5308	Girardota	13654	San Jacinto	76122	Caicedonia
23	5440	Marinilla	17614	Ríosucio	76233	Dagua	13654	San Jacinto
24	66170	Dos Quebradas	76122	Caicedonia	76736	Sevilla	76233	Dagua
25	15759	Sogamoso	5360	Itagui	8241	Luruaco	76736	Sevilla
26	76520	Palmira	68276	Floridablanca	15238	Duitama	8421	Luruaco
27	17042	Anserma	23001	Montería	68001	Bucaramanga	15238	Duitama
28	25290	Fusagasugá	76275	Florida	8296	Galapa	68001	Bucaramanga
29	76233	Dagua	5440	Marinilla	70215	Corozal	8296	Galapa
30	66088	Belén de Ubría	66170	Dos Quebradas	76275	Florida	70215	Corozal
31	15516	Paipa	41885	Yaguará	25513	Pacho	76275	Florida
32	5664	San Pedro	15759	Sogamoso	15759	Sogamoso	25513	Pacho
33	25486	Nemocón	76520	Palmira	13873	Villanueva	15759	Sogamoso
34	52378	La Cruz	17042	Anserma	8558	Polonuevo	13873	Villanueva
35	68679	San Gil	25290	Fusagasugá	19455	Miranda	8558	Polonuevo
36	17174	Chinchiná	76233	Dagua	17873	Villamaría	19455	Miranda
37	25754	Soacha	66088	Belén de Ubría	52356	Ipiales	17873	Villamaría
38	52001	Pasto	15516	Paipa	8832	Tubara	52356	Ipiales
39	5615	Rionegro	5664	San Pedro	8606	Repelón	8832	Tubara
40	5030	Amaga	25486	Nemocón	25260	El rosál	8606	Repelón
41	19001	Popayán	52378	La Cruz	5308	Girardota	25260	El Rosal
42	66687	Santuario	68679	San Gil	76563	Pradera	5308	Girardota
43	54498	Ocaña	17174	Chinchiná	13222	Clemencia	76563	Pradera
44	76563	Pradera	25754	Soacha	5212	Copacabana	13222	Clemencia
45	52356	Ipiales	52001	Pasto	5440	Marinilla	5212	Copacabana

	<i>Multicriterio sin cuerpo receptor</i>		<i>Multicriterio con cuerpo receptor</i>		<i>Ambiental sin cuerpo receptor</i>		<i>Ambiental con cuerpo receptor</i>	
<i>Ranking</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>	<i>DANE</i>	<i>Municipio</i>
46	66045	Apia	5615	Ríonegro	17042	Anserma	5440	Marinilla
47	15599	Ramiriquí	5030	Ámaga	76001	Cali	17042	Anserma
48	5237	Don Matías	19001	Popayán	63190	Circasia	76001	Cali
49	66682	Santa Rosa de Cabal	666687	Santuario	17174	Chinchiná	63190	Circasia
50	68432	Málaga	54498	Ocaña	76520	Palmira	17174	Chinchiná

Anexo G. Municipios priorizados para el año 2020

Ranking	DANE	MUN	Ranking	DANE	MUN	Ranking	DANE	MUN
1	17001	Manizales	41	25875	Villeta	80	73275	Flandes
2	63130	Calarca	42	52001	Pasto	81	66045	Apía
3	25290	Fusagasugá	43	5321	Guatapé	82	5364	Jardín
4	63594	Quimbaya	44	63001	Armenia	83	20011	Aguachica
5	76130	Candelaria	45	68001	Bucaramanga	84	5154	Caucasia
6	5148	El Carmen de Viboral	46	15087	Belén	85	66682	Santa Rosa de Cabal
7	68276	Floridablanca	47	66170	Dosquebradas	86	25572	Puerto Salgar
8	54405	Los Patios	48	52356	Ipiales	87	81736	Saravena
9	19573	Puerto Tejada	49	76869	Vijes	88	15537	Paz de Río
10	63190	Circasia	50	66001	Pereira	89	54874	Villa del Rosario
11	68077	Barbosa	51	17380	La Dorada	90	5034	Andes
12	63470	Montenegro	52	52838	Túquerres	91	5150	Carolina
13	5376	La Ceja	53	15299	Garagoa	92	68307	Girón
14	68755	Socorro	54	70001	Sincelejo	93	63272	Filandia
15	76606	Restrepo	55	73408	Lérida	94	70215	Corozal
16	68547	Piedecuesta	56	5030	Amagá	95	76054	Argelia
17	5697	El Santuario	57	15572	Puerto Boyacá	96	63401	La Tebaida
18	73268	Espinal	58	66088	Belén de Umbría	97	76670	San Pedro
19	41001	Neiva	59	8001	Barranquilla	98	76895	Zarzal
20	5440	Marinilla	60	73283	Fresno	99	15455	Miraflores
21	54498	Ocaña	61	17042	Anserma	100	17013	Aguadas
22	17873	Villamaría	62	25513	Pacho	101	25312	Granada
23	68081	Barrancabermeja	63	76736	Sevilla	102	63212	Córdoba
24	41132	Campoalegre	64	17614	Riosucio	103	85410	Tauramena
25	15407	Villa de Leyva	65	50313	Granada	104	76233	Dagua
26	63690	Salento	66	19548	Piendamó	105	68867	Vetas
27	73449	Melgar	67	17653	Salamina	106	17486	Neira
28	19001	Popayán	68	54001	Cúcuta	107	5686	Santa Rosa de Osos
29	63302	Génova	69	17088	Belalcázar	108	86749	Sibundoy
30	17877	Viterbo	70	5145	Caramanta	109	15425	Macanal
31	68432	Málaga	71	5264	Entrerrios	110	5045	Apartadó
32	19698	Santander de Quilichao	72	85001	Yopal	111	5036	Angelópolis
33	17174	Chinchiná	73	15322	Guateque	112	73148	Carmen de Apicalá
34	73443	Mariquita	74	76147	Cartago	113	73001	Ibagué
35	5887	Yarumal	75	76036	Andalucía	114	76250	El Dovio
36	18001	Florencia	76	76403	La Victoria	115	50006	Acacías
37	54518	Pamplona	77	50001	Villavicencio	116	15466	Monguí
38	76020	Alcalá	78	66687	Santuario	117	66075	Balboa
39	5318	Guarne	79	76828	Trujillo	118	76845	Ulloa
40	8758	Soledad						

Capítulo 6. Bibliografía

Álvarez, O. (2007). *Cuantificación de la incertidumbre en la estimación de campos hidrológicos. Aplicación al balance hídrico de largo plazo*. Medellín: UNAL [Tesis para optar el grado de Magister en Ingeniería-Recursos Hidráulicos].

Barrera, S; Díaz-Granados, M; Ramos, J; Camacho, L; Rosales, R; Escalante, N; Torres, M. (2002). Aplicación de un modelo numérico para la priorización de la inversión en tratamiento de aguas residuales en Colombia. *Plan Decenal de Aguas Residuales, Resumen Ejecutivo* .

Barrera, S; Díaz-Granados, M; Ramos, J; Camacho, L; Rosales, R; Escalante, N; Torres, M. (2002b). Modelo computacional del impacto de las aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana. *XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica* .

Beer y Young. (1983). Longitudinal Dispersion in natural streams. *Journal of Environmental Engineering* , Vol 109 No. 5; pp1049-1067.

Bencala, K.E y Walters, R.A. (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage model. *Water Resources Research*, Vol. 19 No. 3 , 718-724.

Blackman, A. (2009). Colombia's discharge fee program: Incentives for polluters or regulators? *Journal for Environmental Management* , 101-119.

Bowie, G; Mills, W; Porcella, D; Campbell, C; Pagenkopf, J; Grupp, G; Johnson, K; Chan, P; Gherini, S. (1985). *Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modeling*. Environmental Protection Agency (EPA).

Camacho. (2000). *Development of a hierarchical modeling framework for solute transport under unsteady flow conditions in rivers*. London, England: PhD Dissertation. Imperial College of Science Technology and Medicine.

Camacho, A; González, R. (2008). Calibration and predictive ability of longitudinal solute transport models in mountain streams. *Environ Fluid Mech* , 8: 597-604.

Camacho, L y Cantor, M. (2006). Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña colombiano. *Avances en Recursos Hidráulicos No 14* , 39-51.

- Camacho, L; Díaz-Granados, M; Valentín, E. (2006). Modelación del Impacto del Río Bogotá y la ciudad de Girardot en la calidad del agua del Río Magdalena. *XVII Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología* .
- Camacho, L; Lees, M. (2000). Modelación del transporte de solutos bajo condiciones de flujo no permanente: un modelo conceptual integrado. *XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Córdoba, Argentina.
- Camacho, L; Rodríguez, E; Gelvez, R; González, R; Medina, M, Torres, J. (2007). Metodología para la caracterización de la capacidad de autopurificación de ríos de montaña. *I Congreso Internacional del agua y medio ambiente* .
- Cañon, J. (2005). *Determinación del coeficiente de degradación de materia orgánica carbonácea en ríos de montaña*. Bogotá D.C: UNIANDES [Tesis para adoptar el título de Magister en Ingeniería Civil].
- Chapra, S. (1997). *Surface Water Quality Modelling*. Mc Graw Hill.
- Chapra, S; Pelletier, G; Tao, H. (2008). *QUAL 2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Documentation*.
- Cox, B. (2003). A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. *The Science of The Total Environment* 314-316 , 303-334.
- DANE. (2005). Boletín Censo General 2005, Necesidades Básicas Insatisfechas.
- Díaz-Granados, M; Barrera, S; Ramos, J; Camacho, L; Rosales, R; Escalante, N; Torres, M. (2002). Metodología multicriterio para la priorización de inversión de aguas residuales municipales en Colombia. *XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica* .
- DNP. (2010). *Bases del Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014. Prosperidad para todos. Más trabajo, menos pobreza y más seguridad*. Bogotá D.C: Departamento Nacional de Planeación.
- DNP. (2002). *CONPES 3177: Acciones Prioritarias y lineamientos para la formulación del Plan Nacional de manejo de aguas residuales*. Bogotá D.C: Departamento Nacional de Planeación.
- DNP. (2005). *CONPES 91: Metas y estrategias de Colombia para el logro de los objetivos de desarrollo del Milenio-2015*. Bogotá D.C: Departamento Nacional de Planeación.
- DNP. (2007 B). *Evaluación del Desempeño Integral del los Municipios, 2007*. Bogotá D.C: Departamento Nacional de Planeación.
- DNP. (2007). *Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010: Estado Comunitario: Desarrollo para todos*. Bogotá D.C: Departamento Nacional de Planeación.
- EAAB-Uniandes. (2002). *Modelación de la calidad del agua del Río Bogotá*. Bogotá D.C: UNIANDES.
- Espectador, E. (25 de Septiembre de 2008). Colombia sólo trata el 9% de sus aguas residuales. *El Espectador* .

- Feres, J; Mancero, X. (2000). El método de las necesidades básicas insatisfechas (NBI) y sus aplicaciones en América Latina. *CEPAL* .
- Gelvez, R y Camacho, L. (2008). Metodología para determinar la tasa de reaeración por medio de trazadores volátiles en dos ríos de montaña colombianos. *XXIII Congreso latinoamericano de Hidráulica* .
- Giraldo, J. (2004). *Modelo distribuido de tránsito de crecientes en cuencas*. Bogotá D.C: UNIANDES [Tesis para adoptar el título de Magister en Ingeniería Civil].
- González, R. (2008). *Determinación del comportamiento de la fracción dispersiva en ríos característicos de montaña*. Bogotá D.C: UNAL [Tesis para optar el título de Magister en Ingeniería-Recursos Hidráulicos].
- Holguin, J y Camacho, L. (2003). Determinación de la tasa de reaeración de un río de montaña colombiano mediante el uso de trazadores. *Seminario Internacional La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos* , 83-90.
- IDEAM. (2001). *El Medio Ambiente en Colombia (Capítulo 4 El Agua)*. Bogotá D.C: IDEAM.
- IDEAM. (2000). *Estudio Nacional del Agua*. Bogotá D.C: IDEAM.
- Issac, A; Lezama, C; Ku, Pedro; Tamay, P. (1994). Calidad sanitaria de los suministros de agua para consumo humano para Campeche. *Salud pública de México* , 655-661.
- IWA. (2002). *Respirometry in Control of the Activated Sludge process: Benchmarking control strategies*. London: IWA Publishing.
- Ji, Z. G. (2008). *Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes and estuaries*. Canada: Jhon Wiley & Sons.
- Jiménez. (en desarrollo). *Propuesta metodológica para el seguimiento de la calidad del agua de fuentes superficiales bajo diversas escalas espaciales y temporales de análisis*. Medellín: UNALMED [Tesis para optar el título de Doctor en Ingeniería-Recursos Hidráulicos].
- Lees, M; Camacho, L; Chapra, S. (2000). On the relationship of transient storage and aggregated dead zone models of longitudinal solute transport in streams. *Water Resources Research, Vol 36 No.1* , 213-224.
- Lees, M; Camacho, L; Whitehead, P. (1998). Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate dead-zone mixing. *Hydrology & Earth System Science, 2(2-3)* , 353-365.
- Lehner, B; Verdin, K; Jarvis, A. (2008). *HydroSHEDS Technical documentation. Version 1.1*.
- Leopold y Maddock. (1953). The hydraulic geometry of streams and some Physiographic implications. *United States Geological Survey Professional Paper 252* .
- Martínez A, Galvis A, Holguin, J . (2007). Optimización de la modelación de la calidad de agua. Tramo La Balsa-Ancaro. *Conferencia Latinoamericana de Saneamiento-*

LATINOSAN 2007. Seminario Prevención y control de la contaminación del Recurso Hídrico .

Medina, M y Camacho, L. (2008). Comparación de métodos de estimación de la tasa de nitrificación de ríos de montaña. Caso de estudio río Subachoque, Colombia. *XIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Cartagena de Indias Colombia.*

Medina, M. (2009). *Metodología para la determinación de la capacidad de nitrificación en los ríos de montaña Teusacá y Subachoque.* Bogotá D.C: UNAL [Tesis para optar el grado de Magister en Ingeniería-Recursos Hidráulicos].

Mesa, O; Poveda, G; Vélez, J; Barco, J; Botero, B; Cuartas, A; Hoyos, C; Mantilla, R; Mejía, J; Montoya, M. (1999). HIDRO-SIG: Una herramienta para la estimación de balances hidrológicos en Colombia. *VII Conferencia iberoamericana sobre Sistemas de Información Geográfica, Mérida Venezuela , 20p.*

OMS, O. M. (2006). *Guías para calidad del agua.*

Otaya, L; Vásquez, L; Bustamante, G. (2008). Estimación de la oferta hídrica con información escasa en ecosistemas estratégicos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía, Medellín Vol.61 no.1 .*

Paz, A; Collischonn; Risso, A; Bulhoes, C. (2008). Errors in river lengths derived from raster digital elevation models. *Computers & Geosciences 34 , 1584-1596.*

Poveda, G; Vélez, J; Mesa, O; Cuartas, A; Barco, J; Mantilla, R; Mejía, Hoyos, C; Ramírez, J; Ceballos, L; Zuluaga, M; Arias, P; Botero, B; Montoya, M; Giraldo, J; Quevedo, D . (2005). Water balances, scaling and river flows in Colombia. *Journal of Hydrologic Engineering .*

Raciny, I. (2003). *Investigación y extensión del modelo computacional del impacto de aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana.* Bogotá D.C: UNIANDES [Tesis para optar el título de Magister en Ingeniería Ambiental].

Ramallo, R. (1996). *Tratamiento de aguas residuales.* Barcelona, España: Reverté, S.A.

RAS. (2000). *Reglamento Técnico para el sector de Agua Potable y Saneamiento Básico RAS.* Bogotá D.C: MinDesarrollo.

Redondo, S. (2011). *Incertidumbre hidrológica en metodologías de caudales ambientales basadas en registros históricos.* Bogotá D.C: UNAL [Tesis para optar el título de Magister en Ingeniería-Recursos Hidráulicos].

Robles, E y Camacho, L. (2005). Estimación experimental de tasas de nitrificación en ríos de montaña. *Universidad de los Andes .*

Rojas, R. (2002). Gestión integral de tratamiento de aguas residuales. *Sistemas de Tratamiento de Aguas residuales.* Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Smith, R; Mesa, O; Dynner, I; Jaramillo, P; Poveda, G; Valencia, D. (2000). *Decisiones con múltiples objetivos e incertidumbres*. Medellín: Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos.

SSPD. (2009). *Sistemas de Alcantarillado en Colombia. Visión del servicio público*. Bogotá D.C: Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios.

UNAL-COLCIENCIAS. (1999). *Balances hidrológicos de Colombia*. Medellín: Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín.

UNAL-EAAB. (2010). *Modelación dinámica de la calidad del agua del Río Bogotá*. Bogotá D.C.

UNAL-MAVDT. (2008). *Presentación y discusión de la metodología preliminar propuesta para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados*. Bogotá D.C.

UNAL-UPME. (2000). *Atlas Hidrológico de Colombia*. Medellín: Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos.

Uniandes. (2002). *Aplicación de un modelo numérico para la priorización de la inversión en tratamiento de aguas residuales en Colombia*. Bogotá D.C.

Wallis, S; Young, P; Beven, K. (1989). Experimental investigation of the aggregated dead zone model for longitudinal solute transport in streams channels. *Water Engineering Group. Civ Engrs, Part2*, 87 , 1-22.

Wett, B; Buchauer, K. (2002). Comparision of aerobic and anaerobic technologies for domestic wastewater treatment based on case studies in Latin America.

Whitehead, P; Williams, R; Lewis, D. (1997). Quality simulation along river systems (QUASAR):model theory and development. *The science of total environment* , 447-456.

Young, P y Wallis, S. (1993). Solute transport and dispersion in channels. *Channel Network Hydrology. Jhon Wiley & Sons Ltd* , 129-173.

Zhu, Q; Tian, Y; Zhao, J. (2005). An efficient depression processing algorithm for Hydrologic analysis. *Computers & Geosciences* , 615-623.